

Université du Québec

Mémoire présenté à  
l'université du Québec à Trois-Rivières

comme exigence partielle  
de la maîtrise en sciences de l'environnement

par

Jean Castonguay

Analyse de la contamination du sol et de la végétation  
par le tritium et le carbone-14 autour des centrales  
nucléaires Pointe-LePREAU, Gentilly 2 et Pickering.

décembre 1985

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

• Table des matières

Remerciements .....	i
Table des matières. ....	ii
Liste des tableaux. ....	iii
Liste des figures. ....	iv
Introduction. ....	1
Production du tritium. ....	4
Le tritium dans le sol. ....	5
Le tritium dans la végétation. ....	6
Production de carbone- 14. ....	8
Carbone- 14 dans la végétation. ....	10

Chapitre 1 –Matériel et méthode .....	11
1. Echantillonnage.....	12
1.1 Localisation.....	12
1.2 Prélèvements des échantillons.....	17
2. Préparation des échantillons du sol.....	18
2.1 Analyse granulométrique.....	18
2.2 Lyophilisation.....	19
3. Préparation des échantillons de végétation.....	21
3.1 Distillation azéotropique.....	21
3.2 Combustion à l'oxygène.....	24
3.3 Titration du $\text{Na}_2\text{CO}_3$ .....	25
3.4 Diffusion du gaz carbonique.....	27
3.5 Fixation du $\text{CO}_2$ .....	27
4. Comptage à scintillation liquide.....	29
4.1 Compteur à scintillation liquide.....	29
4.2 Liquide scintillateur.....	29
4.3 Calibration de l'appareil.....	30
4.4 Affaiblissement lumineux.....	31
4.5 Courbes de correction .....	31

4. Comptage à scintillation liquide	
4.6 Facteur de désintégration. ....	32
4.7 Calculs et unités de concentration. ....	33
Chapitre II. ....	35
1. Bruits de fond. ....	36
1.1 Bruit de fond du tritium. ....	36
1.2 Bruit de fond du carbone-14. ....	38
2. Efficacité de comptage. ....	38
2.1 Efficacité de comptage du tritium. ....	38
2.2 Efficacité de comptage du carbone-14. ....	42
3. Facteur de Merit. ....	44
Chapitre III Résultats. ....	45
1. Tritium. ....	46
2. Carbone-14. ....	62
Chapitre IV Discussion. ....	67
1. Tritium. ....	68
1.1 Tritium dans le sol. ....	68

## Chapitre IV Discussion

1.2 Tritium libre dans la végétation. ....	72
1.3 Tritium lié à la matière organique. ....	78
2. Carbone-14. ....	83
Conclusion. ....	90
Bibliographie. ....	96
Annexe 1. ....	102
Annexe 2. ....	106

### Liste des tableaux

Tableau 1 ; Bruits de fond mesurés à Trois-Rivières et à Gentilly avant (série A) et après (série B) janvier 1985 .....	37
Tableau 2 ; Mesures effectuées pour déterminer les bruits de fond du carbone- 14 provenant de différentes sources .....	39
Tableau 3 ; Résultats de l'évaluation de l'efficacité de comptage par la courbe de correction. ....	40
Tableau 4 ; Liste des lectures qui déterminent l'efficacité calculée. ....	43
Tableau 5 ; Concentrations de tritium mesurées aux stations d'échantillonnage de Pickering, Pointe-Lepreau et Gentilly 2. ....	47
Tableau 6 ; Coefficients de variation des mesures de tritium. ....	52
Tableau 7 ; Concentrations de carbone- 14 mesurées à Pickering, Pointe-Lepreau et Gentilly 2. ....	64

Tableau 8; Analyse des concentrations de tritium dans le sol par régression multiple des paramètres environnementaux .....	71
Tableau 9; Moyennes des facteurs de concentration pour les différents groupes végétaux. ....	73
Tableau 10; Analyse des concentrations de tritium libre dans la végétation par régression multiple des paramètres environnementaux. ....	77
Tableau 11; Analyse des concentrations de tritium lié à la matière organique par régression multiple des paramètres environnementaux. ....	80
Tableau 12; Concentrations de tritium et de carbone-14 mesurées à Pickering. ....	84
Tableau 13; Analyse des concentrations de carbone-14 par régression multiple des paramètres environnementaux. ....	87



★  
Liste des figures

Figure 1 ; Carte de localisation de la centrale Pickering et des stations d'échantillonnage .....	14
Figure 2 ; Carte de localisation de la centrale Pointe-Lepreau et des stations d'échantillonnage .....	15
Figure 3 ; Carte de localisation de la centrale Gentilly 2 et des stations d'échantillonnage .....	16
Figure 4 ; Extraction de l'eau du sol par séchage à froid. ....	20
Figure 5 ; Extraction de l'eau végétale par distillation azéotropique .....	23
Figure 6 ; Extraction de l'eau liée à la matière organique et du gaz carbonique par une combustion à l'oxygène .....	26

Figure 7; Dégagement du CO <sub>2</sub> par l'acide phosphorique .....	28
Figure 8; Courbes de correction qui déterminent les efficacités de comptage .....	41
Figure 9; Concentrations de tritium dans le sol autour de la centrale Pointe-Lepreau (ut) .....	54
Figure 10; Concentrations de tritium libre dans la végétation autour de la centrale Pointe-Lepreau (ut) .....	55
Figure 11; Concentrations de tritium dans le sol autour de la centrale Gentilly 2 (ut) .....	56
Figure 12; Concentrations de tritium libre dans la végétation autour de la centrale Gentilly 2 (ut) .....	57
Figure 13; Concentrations de tritium lié à la matière organique de la végétation autour de la centrale Gentilly 2 (ut) .....	58
Figure 14; Concentrations de tritium dans le sol autour de la centrale Pickering (1000ut) .....	59

Figure 15; Concentrations de tritium libre dans la végétation autour de la centrale Pickering ( 1000ut) .....	60
Figure 16; Concentrations de tritium lié à la matière organique dans la végétation autour de la centrale Pickering ( 1000ut) .....	61
Figure 17; Concentrations de carbone- 14 dans la végétation autour de la centrale Gentilly 2 ( pCi/g) .....	65
Figure 18; Concentrations de carbone- 14 dans la végétation autour de la centrale Pickering ( pCi/g) .....	66
Figure 19; Variation des concentrations de tritium dans le sol selon la distance(Pickering) .....	69
Figure 20; Variation des concentrations de tritium libre dans la végétation selon la distance(Pickering) .....	75
Figure 21; Variation des concentrations de tritium lié à la matière organique selon la distance(Pickering) .....	79

Figure 22; Relation des concentrations de tritium dans le sol et dans la végétation selon la distance. ....	82
--	----

Figure 23; Variation du carbone-14 selon la distance. ....	85
--	----

Figure 2; Variation des concentrations de tritium lié à la matière organique et de carbone-14 selon la distance (Pickering) ....	89
---	----

## Remerciements

Je désire remercier mes directeurs de recherche, Dr. Antoine Aubin et Dr. Richard Couture pour leur collaboration et leur disponibilité tout au long de ce travail.

Mes remerciements et ma gratitude vont aussi au Dr. R.M. Brown et à Mr. Workman d'Energie Atomique du Canada qui m'ont initié à la méthodologie lors d'un stage de perfectionnement à leur laboratoire.

Je tiens à remercier sincèrement M. Serge Trussart d'Hydro-Québec, Mr. Barry Neil d'Ontario-Hydro et le Dr. Kabat de la New-Brunswick Electricity Company de leurs informations et autorisations qui ont facilité le travail sur le terrain.

Finalement, les techniciens de la radioprotection à Gentilly 2, Serge Marcotte, René Yillemure et Normand Hébert m'ont assisté et conseillé lors de l'expérimentation.

Cette étude a été financée sous forme d'une bourse d'étude par la Commission de contrôle de l'énergie atomique du Canada.

## Introduction

Le développement des sociétés contemporaines entraîne une consommation croissante d'énergie. Née lors de la deuxième guerre mondiale, l'emploi de la fission nucléaire s'est répandu dans les pays industrialisés. Le Canada, qui possède d'importantes réserves d'uranium, est devenu un chef de file avec l'exportation du réacteur Candu. Bien que la production énergétique du Québec repose essentiellement sur l'hydroélectricité, Hydro-Québec dirige la centrale Gentilly 2, en opération depuis 1982. La plupart des centrales nucléaires canadiennes sont concentrées dans le sud de l'Ontario près des grands centres urbains. Elles appartiennent à Hydro-Ontario et produisent une partie importante de l'énergie de cette province.

La Commission de Contrôle de l'Énergie Atomique du Canada (CCEA) accorde les permis et autorisations nécessaires à l'exploitation de ces centrales. Pour sa part, l'Agence Internationale d'Énergie Atomique (AIEA) tente de standardiser la réglementation des pays nucléarisés.

Au niveau de la protection civile, il revient aux industries concernées d'établir des programmes de surveillance environnementale des concentrations des radioéléments dans l'atmosphère, l'eau potable et les aliments afin de connaître la contamination ambiante.

Depuis sa mise en opération en septembre 1983, Gentilly 2 a subi de nombreux arrêts causés principalement par des bris mécaniques. Nous avons ajouté deux sites d'échantillonnage, soit ceux de Pointe-Lepreau et de Pickering.

Toutes les centrales nucléaires en opération au Canada possèdent des réacteurs Candu qui génèrent la formation d'isotopes radioactifs tels que le tritium et le carbone-14. La plus importante, celle de Pickering, fonctionne depuis une vingtaine d'années et possède huit réacteurs qui produisent 4 400 Mwatts. Elle alimente une région industrielle très

développée de la rive nord du lac Ontario à 20 km de Toronto.

La centrale nucléaire de Pointe-LePREAU ne possède qu'un seul réacteur de 650 Mwatts et fonctionne à pleine capacité depuis 1983. Elle est localisée à 50 km au sud-ouest de St-Jean, Nouveau-Brunswick, sur une pointe de terre qui s'avance dans l'océan Atlantique. Cette région retirée est fortement boisée.

Finalement, la centrale Gentilly 2 possède un réacteur de 650 Mwatts; elle succède à Gentilly 1 qui a fonctionné quelques mois dans les années 70. Elle est située dans une zone industrielle au centre d'une région agricole.

Ce travail consiste à mesurer les concentrations de tritium et de carbone-14 dans le sol et la végétation. La contamination peut varier en fonction de plusieurs facteurs tels que la distance, l'orientation, le type d'échantillon, l'humidité du sol et la granulométrie.



### Production du tritium

Les nouveaux réacteurs Candu utilisent l'eau lourde dans les systèmes du modérateur et de refroidissement. De ce fait, ils rejettent une certaine quantité de tritium sous forme de vapeur d'eau. Celle-ci se disperse dans l'atmosphère et se dépose autour de la source.

A l'état naturel, les atomes d'hydrogène se retrouvent dans l'atmosphère dans les proportions suivantes: hydrogène ( $^1\text{H}$ ), 99,985%; deutérium ( $^2\text{H}$ ), 0,015%; le tritium ( $^3\text{H}$ ), pour la région de Montréal, atteint 70-80 unités tritium où 1 ut =  $10^{-18}$  atomes d'hydrogène (Hillaire-Marcel, 1984).

La production naturelle du tritium qui se situe autour de 4 MCi/an (Kirchman, 1972) résulte des interactions entre les rayons cosmiques. Son transfert à la surface de la terre se fait via les précipitations et les échanges de vapeur d'eau; le temps de résidence dans la troposphère varie de 21 à 40 jours. Les essais militaires auraient produit 3 100 MCi de tritium en 1963 (Johnson, 1977).

A l'intérieur d'une centrale nucléaire, le tritium provient principalement de l'activation neutronique du deutérium, de la fission de l'uranium, des réactions avec le bore (contrôle de la réactivité) et le lithium (contrôle de la corrosion) et de la capture d'un neutron à haute énergie (Kirchman, 1972). La demi-vie radioactive du tritium étant relativement courte, 12,26 années (Carlston, 1964), les calculs de concentration doivent considérer la perte d'énergie survenue entre l'échantillonnage et le dosage.

Ayant un poids moléculaire plus élevé, l'eau tritiée possède un point d'ébullition ( $100,76^\circ\text{C}$ ) supérieur à celui de l'eau ( $100^\circ\text{C}$ ). La formation de vapeur d'eau tritiée à partir d'atomes de tritium est facilitée par la radiation ionisante qui augmente le taux

d'échange entre les isotopes d'hydrogène à l'intérieur d'un gaz et de la vapeur ( $HT + H_2O = H_2 + HTO$ ). La réaction bêta produite par la dégradation du tritium peut être suffisante pour initier une réaction entre le tritium et l'oxygène pour former l'eau tritiée (NCRP, 1978).

Le transport du tritium dans l'environnement s'identifie à celui de l'eau, ce qui en facilite l'introduction dans la chaîne alimentaire. L'absorption humaine se fait directement par l'épiderme, par les poumons lors de la respiration ou par l'ingestion de liquide et de nourriture. Le temps de résidence de l'eau tritiée est supérieur à celui de l'eau. Généralement entre 6 et 30 jours, il peut atteindre 240 jours pour les molécules d'eau métabolisées.

#### Le tritium dans le sol

Les concentrations d'eau tritiée dans les différents horizons du sol sont liées aux conditions physiques suivantes: la diffusion et la demande d'évapotranspiration de l'eau du sol, les mouvements gravitationnels dans les pores du sol déterminés par les précipitations et l'irrigation, les caractéristiques mécaniques et les échanges moléculaires de l'eau dans les capillaires du sol (NCRP, 1976).

La capacité d'échange ionique, déterminée par la texture du sol (soit les fractions relatives d'argile, de loam, de sable et de matière organique) affecte la perméabilité et représente un facteur important du mouvement de l'eau tritiée. L'eau associée aux minéraux du sol se caractérise par une mobilité qui varie selon le type de liaisons (NCRP, 1978). Mc Farlane (1976) a noté un fractionnement isotopique lors des échanges entre les ions hydrogène de l'eau et de l'argile. Cependant, les chercheurs ne s'entendent pas sur

l'évolution et la direction de ce phénomène.

Au printemps, la fonte de la neige et le dégel du sol entraînent une augmentation importante des concentrations d'eau tritiée (Kirchman, 1972).

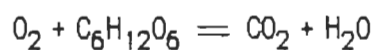
### Le tritium dans la végétation

L'assimilation du tritium par la végétation se fait principalement au niveau des racines en contact avec l'eau tritiée du sol et au niveau des organes aériens qui fixent l'eau des précipitations et de la rosée. De plus, des échanges de vapeur d'eau se produisent entre l'humidité ambiante et les feuilles des plantes.

La contamination à long terme est reliée aux concentrations de tritium dans le sol (Kline et Stewart, 1974) et se fait par déplacements osmotiques. L'absorption aérienne du tritium est identique à celle de l'eau transpirée. L'eau pénètre à l'intérieur de la feuille par les stomates ou directement par la cuticule pour être transférée dans les cellules du mésophylle et ainsi participer aux réactions photosynthétiques. Les ions hydrogène de l'eau favorisent la réduction de l'acide phosphoglycérique (Kirchman, 1972). Les concentrations de tritium mesurées dans les plantes varient selon le potentiel d'évapo-transpiration, le nombre de stomates, l'habitat, etc. A la suite d'une pluie, un équilibre des concentrations s'établit entre la plante et le sol (Murphy, *et al.*, 1977).

L'eau tritiée retirée des plantes se présente sous deux formes distinctes. La première, libre, c'est-à-dire sans liaison chimiques, échange constamment avec l'humidité ambiante. L'extraction de l'échantillon consiste à isoler l'eau de la matière organique par une simple distillation. La seconde, liée à la matière organique par différentes réactions chimiques, est obtenue en réduisant l'échantillon séché sous forme de

gaz.



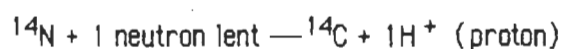
Selon Elwood (1971), de 20 à 30% de l'eau végétale serait liée à la matière organique; ce pourcentage augmente pour les plantes aquatiques. De plus, le temps de résidence du tritium sous forme d'eau liée devient nettement plus élevé et atteint parfois le tiers de la période de croissance alors que le temps de résidence de l'eau libre dans la végétation ne dépasse pas 4-5 jours.

La synthèse des molécules organiques montre une discrimination envers les ions lourds d'hydrogène; celle-ci s'élève à 9,2% lors de la formation des hydrates de carbone et des lipides (McFarlane, 1976).

Les analyses de tritium lié à la matière organique peuvent être facilement faussées par la contamination due à l'humidité ambiante du laboratoire. En effet, les échantillons séchés au four ont tendance à récupérer une certaine quantité d'eau lors du refroidissement.

#### Production de carbone-14

L'atome de carbone se retrouve dans l'atmosphère sous trois formes différentes selon la masse atomique:  $^{12}C$ , 98,89%;  $^{13}C$ , 1,11%;  $^{14}C$ ,  $10^{-12}$  atomes de carbone. La formation naturelle du  $^{14}C$  se résume principalement à la réaction suivante:



L'isotope  $^{14}\text{C}$  étant radioactif et instable, il se désintègre en atome  $^{14}\text{N}$  en émettant un électron d'énergie caractéristique de rayonnement bêta



La demi-vie radioactive du carbone-14 atteint 5 730 années (Veluri, 1976).

La production naturelle de  $^{14}\text{C}$  et sa dégradation s'équilibrent. La formation de radiocarbone est localisée aux altitudes supérieures (>5km). Les neutrons lents naissent à l'entrée des rayons cosmiques dans l'atmosphère, le  $^{14}\text{C}$  s'oxyde rapidement en  $^{14}\text{CO}_2$ . Le transfert dans la basse atmosphère se fait généralement au printemps lors des phases d'ouverture de la troposphère. Les essais militaires et le fonctionnement des centrales nucléaires peuvent aussi produire du  $^{14}\text{C}$  par leur activité neutronique (Kirchman, 1972).

Au Canada, la production industrielle de  $^{14}\text{C}$  provient principalement du gaz annulaire ( $\text{N}_2$ ), de l'eau lourde du modérateur ( $\text{D}_2\text{O}$ ) et des impuretés présentes dans le combustible telles que les gaz dissous, l'acide nitrique et l'hydroxyde d'azote employé pour contrôler le pH du modérateur (Hayes, 1977).

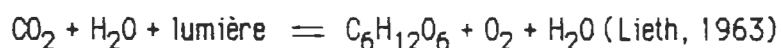
La centrale de Pickering possède quatre réacteurs Candu fonctionnant avec un gaz annulaire  $^{14}\text{N}_2$  susceptible d'être transformé en  $^{14}\text{C}$ . Ce dernier se disperse rapidement par des fuites ou lors du nettoyage des conduits. Le  $^{14}\text{C}$  apparaît dans le gaz carbonique sous forme de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{CH}_4$  et  $\text{C}_2\text{H}_6$ . Le gaz annulaire des nouveaux réacteurs se compose uniquement de  $\text{CO}_2$ , ce qui réduit considérablement la formation de carbone-14 (Pilar, 1982).

L'eau-lourde du modérateur peut aussi générer du  $^{14}\text{C}$  par la réaction suivante:  $^{17}\text{O} (n, \alpha) ^{14}\text{C}$ . La quantité d'isotopes lourds  $^{17}\text{O}$  dans l'eau lourde résulte d'un enrichissement par échange chimique. Plus de 20% de la production totale de  $^{14}\text{C}$  provient du modérateur. Une moitié est retenue par des échanges ioniques dans le système de purification et l'autre moitié est rejetée à l'extérieur par des nettoyages périodiques (Kabat, 1980).

Le bruit de fond mesuré dans la biosphère s'élève à 6,13 pCi/g (Killough, 1978).

#### Carbone-14 dans la végétation

La végétation se développe par la photosynthèse; cette croissance exige la présence du gaz carbonique ( $\text{CO}_2$ ), de l'eau ( $\text{H}_2\text{O}$ ), de la lumière, de la chlorophylle et d'un habitat adéquat. L'énergie lumineuse sert à fabriquer des sucres.



Par la suite, le glucose sera transformé en cellulose, en albumines, en graisses ou autres composés. Le radiocarbone s'insère dans ces chaînes carbonées de la matière organique. La chlorophylle discrimine les ions lourds de carbone provenant de l'atmosphère et réduit les rapports  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  et  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ . Par contre, les carbonates et les bicarbonates sont nettement enrichis (Hillaire-Marcel, 1984).

Le  $^{14}\text{C}$  est assimilé par l'homme lors de l'inhalation de  $\text{CO}_2$  ou par l'alimentation.

La fixation tissulaire dépend de l'activité métabolique.

Afin de mesurer les concentrations de  $^{14}\text{C}$  dans la matière organique, un échantillon de cellulose doit être complètement détruit par une combustion à l'oxygène qui élève la température au-delà de  $700\text{ }^{\circ}\text{C}$ .



## Chapitre I

### Matériel et méthode



## 1. Echantillonnage

### 1.1 Localisation

La période d'échantillonnage s'étend sur plusieurs mois, les centrales nucléaires étant trop distantes les unes des autres pour effectuer un échantillonnage simultané. Pour chacun des sites, les stations ont été choisies selon leur orientation et leur distance de la source.

Le site de Pickering ( $43^{\circ}52$  N,  $79^{\circ}02$  W) a été échantillonné le 9 juillet 1984. Trente stations localisées sur la rive nord du lac Ontario sont réparties selon la rose des vents jusqu'à une distance maximale de 10 km. Au delà de ce point, l'influence de la centrale diminue considérablement (Neil, 1983). Près de la source, les stations sont généralement situées sur des terrains aménagés par les industries. En s'éloignant de la centrale, les terres agricoles ceignent la ville de Pickering. Cette région étant à la fois industrielle, résidentielle et agricole, les stations sont donc facilement accessibles (figure 1).

A Pointe-LePREAU ( $45^{\circ}04$  N,  $66^{\circ}25$  W), l'échantillonnage a eu lieu les 12 et 13 août 1984; une autre série de 30 stations s'étendent autour de la centrale jusqu'à une distance maximale de 10 km. Puisque le réacteur ne fonctionne que depuis quelques années, la majorité des stations sont situées à 0,5 ou 1,0 km de la source. Cette région se caractérise par une pessière dense et difficilement accessible (figure 2).

Près de la centrale, le milieu naturel a été fortement modifié par les travaux de construction. La végétation parsemée colonise des amas de pierres concassées. A l'intérieur de la pessière, le sol devient très organique et plus humide; la roche mère

affleure à plusieurs endroits.

L'échantillonnage du territoire de Gentilly (46°21 N, 72°23 W) s'étend de septembre à octobre 1984. Quarante-cinq stations environnent la centrale nucléaire de part et d'autre du fleuve Saint-Laurent jusqu'à une distance maximale de 8,5 km. La mise en opération étant récente, les points d'échantillonnage sont groupés à proximité de la source. Le développement de la région, faiblement peuplée, est axé sur l'industrie agricole (figure 3).

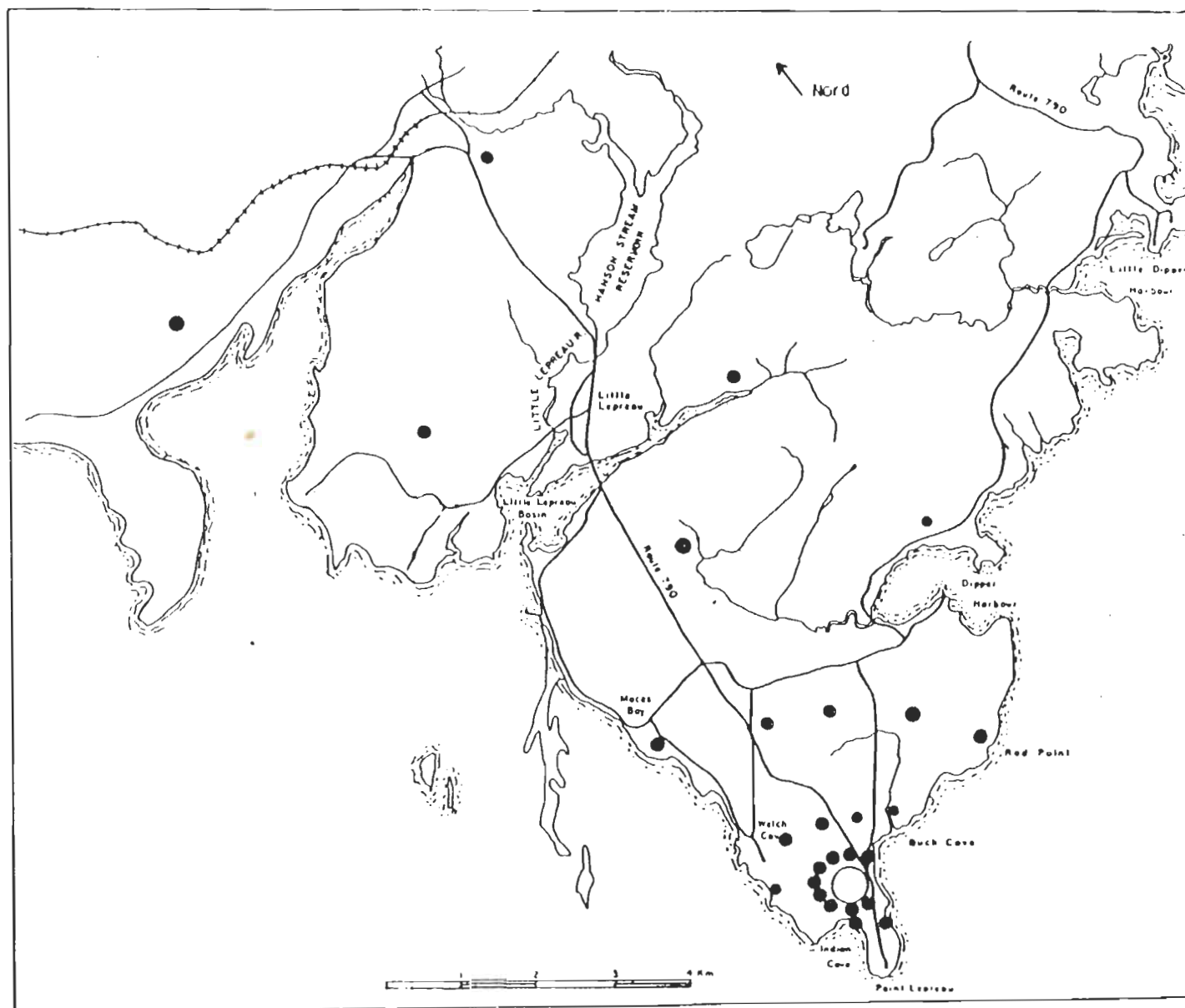


Figure 2; Carte de localisation de la centrale Pointe-Leveau et des stations d'échantillonnage.

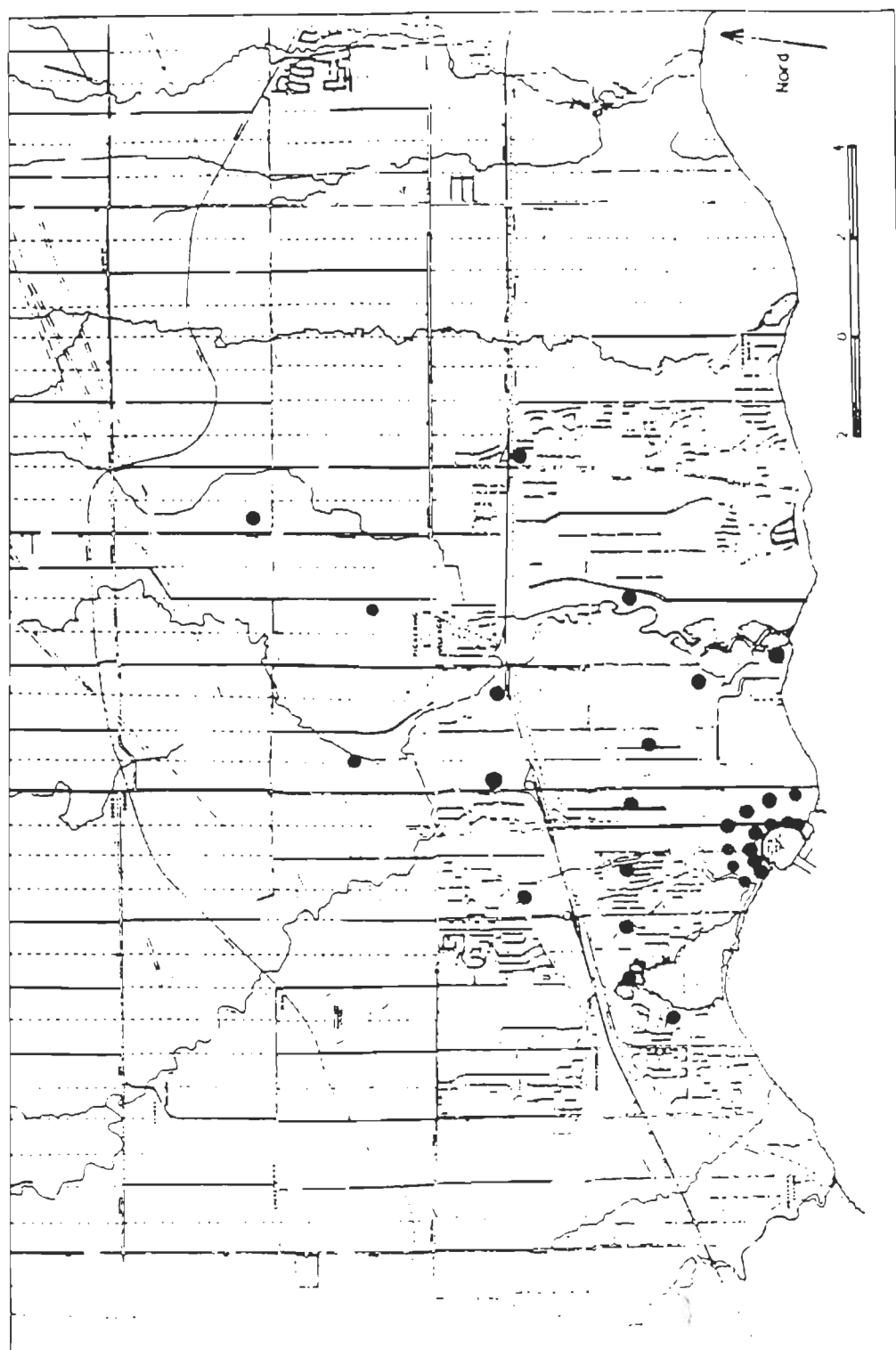


Figure 1 ; Carte de localisation de la centrale Pickering et des stations d'échantillonnage.

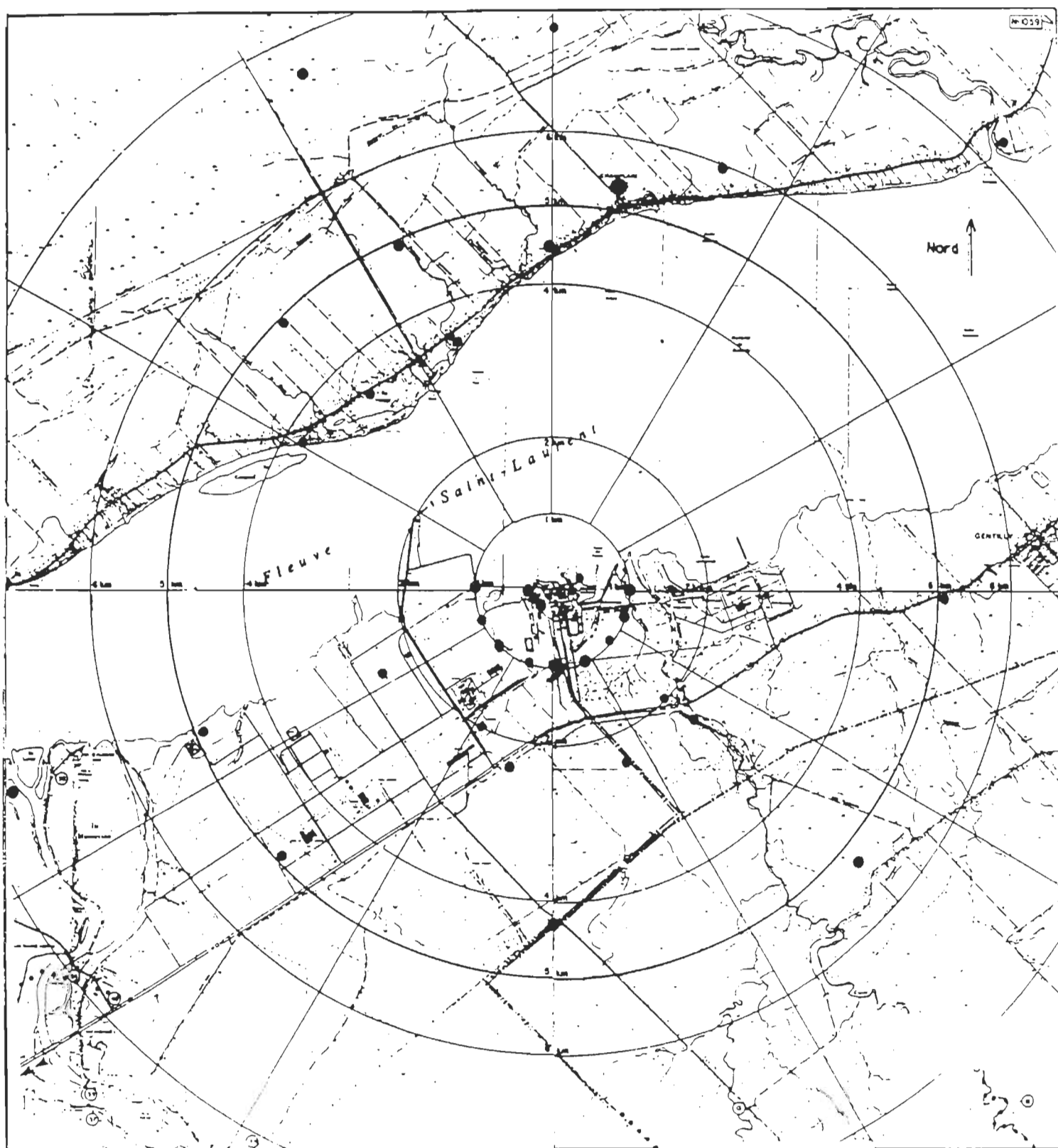


Figure 3; Carte de localisation de la centrale Gentilly 2 et des stations d'échantillonnage.

## 1.2 Prélèvement des échantillons

Les échantillons du sol ont été récoltés à l'aide d'une petite pelle à jardinage sous la litière et à une profondeur variant entre 15 et 30 cm.

Idéalement, toutes les stations d'échantillonnage devraient se comparer et posséder les mêmes espèces végétales. Il est impensable d'obtenir une situation semblable pour des régions et des climats aussi variés. Afin de remédier à ce problème, la récolte de petits fruits permet de standardiser l'échantillonnage. La concentration des radioéléments dans les fruits se poursuit tout au long de la saison de croissance et représente une mesure à long terme de la contamination végétale (Otlet, 1982). De plus, la présence de plantes fructifères est généralisée.

La période d'échantillonnage d'une région devrait se limiter à quelques heures afin de réduire les variations journalières causées par la contamination des dernières précipitations.

Plusieurs arbres fruitiers tels que les pommiers, les cerisiers, les pruniers et les aubépines abondent sur le territoire de Pickering. A défaut de fruits, des graminées ont été cueillies. A Pointe-Lepreau, les fruits proviennent principalement des aulnes dans les zones déboisées et des sorbiers à l'intérieur de la pessière. Le site de Gentilly montre une composition floristique très variée, ce qui s'est traduit par un échantillonnage de plusieurs types de fruits.

Nous avons délaissé les espèces résineuses car leur analyse entraîne la formation de saletés à l'intérieur du système de combustion. Le nettoyage des tubes de verre retarde considérablement les manipulations.

Tous les prélèvements ont été entreposés individuellement dans un pot de verre pour réduire le risque de diffusion et de contamination. Les fruits déposés dans des sacs de plastique à double épaisseur ont été congelés afin d'empêcher l'apparition de moisissures.

## 2.1 Analyse granulométrique

La composition granulométrique permet de caractériser le sol à chacune des stations d'échantillonnage. La méthode Boyoucos définit la texture du sol selon la proportion et la grosseur des éléments sans détruire la matière organique.

Les échantillons préalablement pesés sont séchés au four durant 24 heures à 100°C. Le rapport des poids sec et humide détermine l'humidité du sol. Quelques centaines de grammes du sol séché sont broyés et filtrés dans un tamis de 2 mm afin d'évaluer l'importance des particules grossières. Cinquante grammes de particules fines sont placés dans un bol agitateur et mélangés à 50 ml d'une solution d'hexamétaphosphate de sodium 0,3 N qui sert d'agent dispersant.

Après un repos de 15 minutes et l'addition d'eau distillée, l'agitation se poursuit pendant une vingtaine de minutes afin de séparer les particules colloïdales. Le contenu est alors transféré dans un cylindre Boyoucos et complété avec de l'eau distillée en prenant soin d'y inclure l'hydromètre. Finalement, le cylindre est agité manuellement et déposé sur la table.

Le temps de sédimentation varie selon la grosseur des particules; ainsi une lecture de la densité et de la température prise après 40 secondes permet d'établir la fraction de sable. Nous répétons cette opération après deux heures de sédimentation pour déterminer le pourcentage d'argile.

## 2.2 Lyophilisation

Les concentrations de tritium dans le sol se mesurent à partir de l'eau recueillie par séchage à froid des échantillons.

Un échantillon de 150 grammes est placé dans un contenant cylindrique et couvert de laine de verre afin d'empêcher la diffusion des particules (figure 4). Le sol est ensuite gelé en immergeant ce contenant dans un thermos d'azote liquide ( $-200^{\circ}\text{C}$ ) pendant dix minutes. Après avoir déplacé le thermos sous le piège récepteur, une pompe de grande puissance (5 torrs) crée le vide à l'intérieur du système. Lors du dégel de l'échantillon, la vapeur d'eau se dirige rapidement dans le piège récepteur et s'y accumule sur les parois.

Le processus se termine lorsque la totalité de l'eau de l'échantillon se retrouve dans le piège récepteur. La pression du système est alors remise à l'équilibre atmosphérique et le thermos retiré. Deux ml d'eau ainsi récoltés sont déposés dans un flacon de comptage et serviront à mesurer les concentrations de tritium dans le sol (NCRP, 1976).



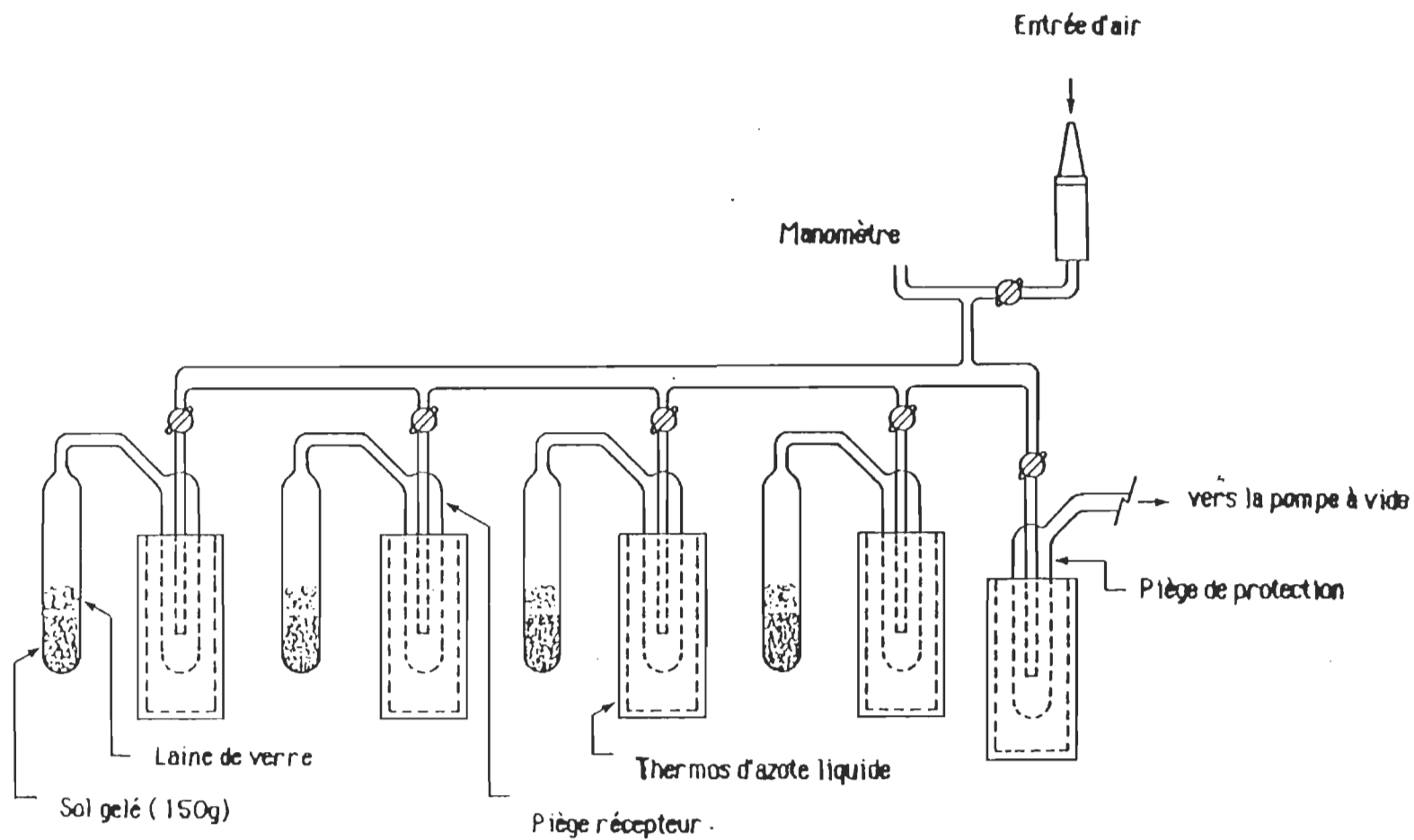


Figure 4; Extraction de l'eau du sol par séchage à froid.

## Préparation des échantillons de végétation

### 3.1 Distillation azéotropique

Les mesures de tritium contenu dans les fruits exigent une transformation importante des échantillons. La portion d'eau non liée à la matière organique est extraite par la co-distillation d'un solvant et de l'eau. Cette méthode a été couramment utilisée par le passé (Krishnamoorthy, 1978; NCRP, 1976; Brown, 1979).

Le solvant, de préférence un hydrocarbure aromatique, possède un point d'ébullition (toluène, 110,6°C) comparable à celui de l'eau (100°C). En présence de l'eau, le solvant forme un azéotrope qui se caractérise par un point d'ébullition nettement inférieur (85°C), causant ainsi son évaporation avant l'une ou l'autre de ses composantes. Le rapport initial solvant-eau demeure constant (NCRP, 1976).

Ces solvants sont fréquemment employés dans les liquides à scintillation; leur présence dans l'eau récoltée ne cause pas d'interférence lors du comptage à scintillation liquide. Leur faible solubilité dans l'eau (0,05-0,06%) réduit considérablement le risque d'erreur dans les mesures gravimétriques et volumétriques de l'eau séparée. Finalement, les solvants à base de pétrole ne contiennent pas d'eau, ce qui permet d'enrayer une autre source de contamination. Pour cette étude, le toluène ( $C_6H_5CH_3$ ) servira de solvant parce qu'il est facilement disponible et moins dangereux que le benzène.

Une fraction de l'échantillon, d'un poids variant entre 100 et 150 grammes, est placée dans un ballon à distillation et recouvert de toluène. Après avoir ajouté quelques billes de verre pour empêcher la formation de mousse lors du réchauffement, le ballon est

relié à la tête collectrice et ensuite au réfrigérant (figure 5).

La puissance du chauffe-ballon s'ajuste manuellement selon la vitesse de la réaction. La vapeur de l'azéotrope se condense au contact du réfrigérant et s'accumule à la sortie du décanteur. L'évacuation du liquide initialement produit permet de nettoyer le système et de réduire le risque de contamination. La distillation se termine lorsqu'une élévation rapide de la température atteint  $110^{\circ}\text{C}$ . En refroidissant, l'eau et le solvant se séparent en deux volumes distincts. La partie inférieure du liquide est retirée du décanteur et l'eau ainsi récoltée servira à mesurer les concentrations de tritium libre dans les fruits (NCRP, 1976).

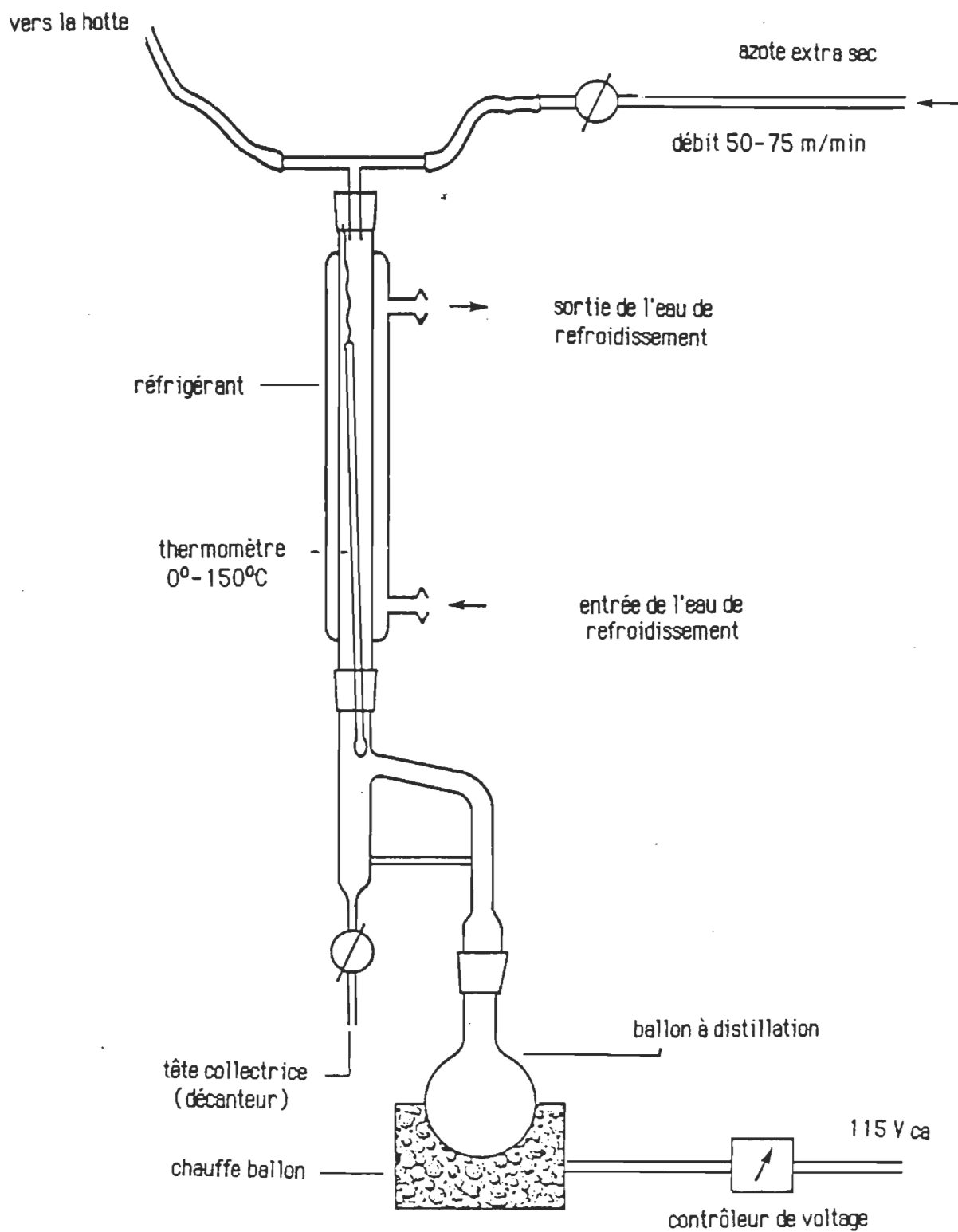


Figure 5, Extraction de l'eau végétale par distillation azéotropique.

### 3.2 Combustion à l'oxygène

Le dosage du tritium lié à la matière organique et du carbone-14 nécessite la destruction complète de l'échantillon afin de récolter le  $\text{CO}_2$  et l'eau sous forme gazeuse. Ce type de mesure sera inséré au programme de surveillance environnementale de la centrale Gentilly 2 et effectué de façon routinière. Ainsi, la méthode retenue a été adoptée selon des critères pratiques tels que la facilité d'emploi, la sécurité et la taille de l'échantillon au détriment de la précision et de la sensibilité. L'erreur globale du procédé est estimée entre 5 et 10% (Brown, communication personnelle).

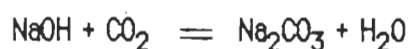
Les échantillons de végétation sont séchés au four à 100°C durant 24 heures. Une quantité variant entre 10 et 15 grammes est pesée et pressée pour être déposée dans la cuve à combustion (figure 6). Un fil de nickel relie les deux électrodes de la bombe et vient s'appuyer légèrement sur l'échantillon. L'appareil est ensuite refermé, scellé et immergé dans un contenant d'eau. Tout le système est alors branché à une source d'oxygène; un jet initial assèche la vapeur d'eau à l'intérieur de l'appareil.

Après avoir fermé la valve de sortie, la pression à l'intérieur de la bombe est ajustée à 300 psi. A l'ignition, cette pression augmente brusquement et atteint 1200-1500 psi. Dès ce moment, la cellulose devrait être entièrement détruite. Par la suite, les gaz formés vont circuler lentement dans le système pendant plus de deux heures.

Une première série de pièges, refroidis à -70°C par un mélange glace carbonique-méthanol, retient la vapeur d'eau. L'eau à l'intérieur de la bombe se condense et ne peut être retirée qu'en actionnant la pompe à vide. Au terme de la combustion, deux

ml d'eau sont placés dans un flacon de comptage et destinés à mesurer le tritium lié à la matière organique.

A la sortie du système, deux barboteurs contenant du NaOH 0,3N retiennent le CO<sub>2</sub> et permettent l'évacuation des gaz d'impuretés principalement constituées d'oxydes d'azote.



Le NaOH 0,3N provient d'une solution sursaturée où les carbonates ont précipité pendant quelques semaines.

### 3.3 Titration du Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>

La quantité de CO<sub>2</sub> fixé par le NaOH 0,3N varie selon le type de fruit, la taille de l'échantillon et la qualité de la combustion. Un poids minimum d'un gramme est nécessaire pour obtenir une mesure représentative. Si cette quantité n'est pas atteinte, il faut ajouter du CO<sub>2</sub> mort (sans activité) provenant de la glace carbonique ou d'un cylindre de CO<sub>2</sub> gazeux (Brown, communication personnelle).

Le titrage du Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> par l'acide chlorhydrique 0,2N permet d'établir rapidement le volume de CO<sub>2</sub> piégé.

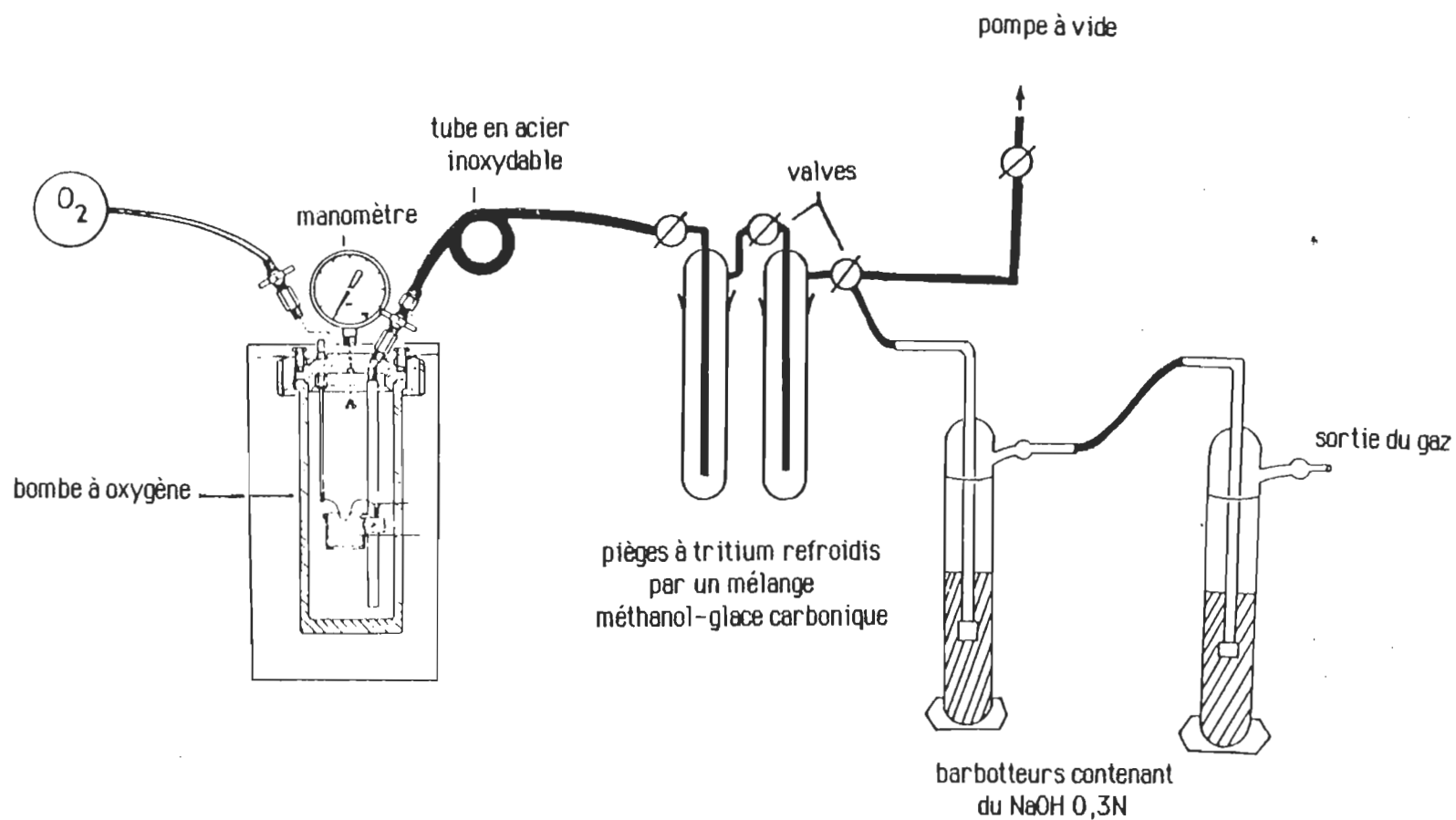
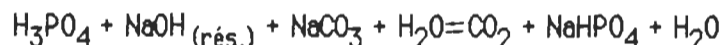


Figure 6: Extraction de l'eau liée à la matière organique et du gaz carbonique par une combustion à l'oxygène.

### 3.4 Diffusion du gaz carbonique

Le  $\text{CO}_2$  est libéré de la solution  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  en ajoutant de l'acide phosphorique.



Le gaz carbonique issu de cette réaction passe à travers un filtre dessicant afin de retirer la vapeur d'eau et est emmagasiné dans un sac de plastique (figure 7).

### 3.5 Fixation du $\text{CO}_2$

Finalement le gaz carbonique est fixé par un produit commercial "Carbosorb". Douze grammes de ce fixateur peuvent retenir jusqu'à 3,4 g de  $\text{CO}_2$  à saturation. L'efficacité de comptage est en partie associée à la quantité de  $\text{CO}_2$  dans le flacon de comptage. Le sac de plastique est relié à une éprouvette contenant le "Carbosorb", celle-ci repose dans l'eau afin de réduire le réchauffement causé par la réaction. La fixation se déroule pendant quelques heures jusqu'à l'obtention d'une solution visqueuse, l'éprouvette est alors pesée pour établir le poids de  $\text{CO}_2$  fixé. Par la suite, 11 grammes de liquide scintillateur "Permafluor" viennent s'ajouter au "Carbosorb" et 21 grammes de ce mélange seront déposés dans le scintillateur liquide. Le poids de carbone à l'intérieur du flacon de comptage doit être calculé précisément à partir de ces données.



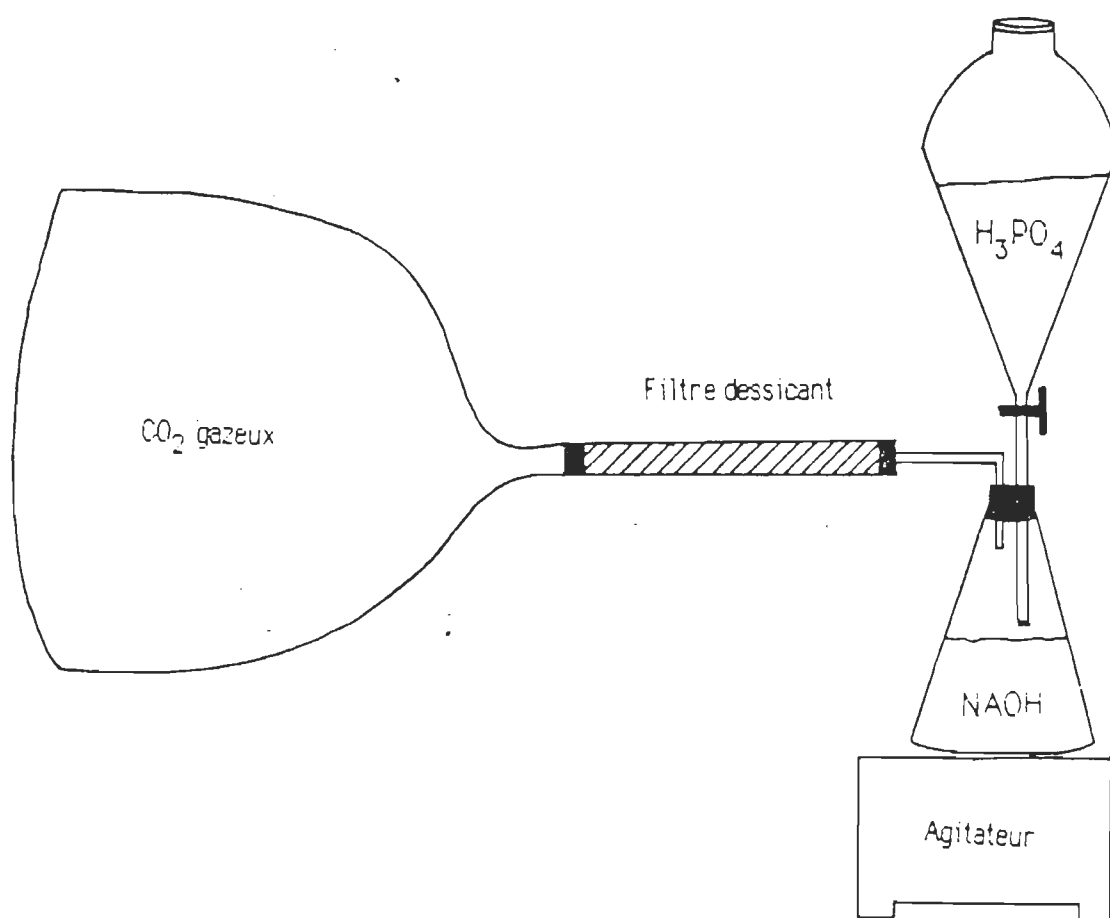


Figure 7; Dégagement du  $\text{CO}_2$  par l'acide phosphorique.

## 4. Comptage à scintillation liquide

### 4.1 Compteur à scintillation liquide

Le compteur à scintillation liquide mesure l'activité d'un radioisotope qui émet des particules bêta. L'activité est proportionnelle au nombre d'électrons émis. Les concentrations de tritium et de carbone-14 mesurées dans l'environnement montrent une très faible activité donc l'efficacité de comptage doit être optimisée.

Deux compteurs à scintillation liquide ont été employés pour cette étude selon leur disponibilité. A l'intérieur de la centrale nucléaire Gentilly 2, un Searle Mark III réfrigéré à 8°C offre un rendement intéressant pour des comptages de 100 minutes. Le deuxième appareil (Beckman LS-100C), situé à Trois-Rivières, n'est pas réfrigéré, il est moins efficace mais facilement accessible. Son temps de comptage est de 50 minutes.

Un scintillateur liquide doit lire et traduire l'information livrée par le liquide scintillant. Pour ce faire, l'échantillon est placé entre deux photomultiplicateurs opérant en coïncidence qui captent les photons émis. Par la suite, l'amplificateur retourne l'information dans le canal désiré pour une échelle choisie par l'utilisateur.

### 4.2 Liquide scintillateur

Le liquide scintillateur consiste en une ou plusieurs molécules de fluor en présence d'un solvant. L'énergie produite par des particules ionisées est absorbée au départ par le

solvant. Une partie de cette énergie est ensuite convertie en lumière qui s'échappe hors du flacon de comptage. Seulement quelques photons sont émis par le liquide comme étant le résultat d'une absorption de rayonnement bêta (NCRP, 1976). Ainsi les atomes de  $^{14}\text{C}$  se désintègrent en  $^{14}\text{N}$  en émettant des photons d'une longueur d'onde variant entre 4 200 et 4 700 Å (Glymm, 1982).

Pour les mesures de tritium, deux ml d'eau provenant de l'échantillon sont ajoutés à quinze ml de liquide scintillant "Aquasol". Par la suite, le flacon de comptage est hermétiquement fermé et réfrigéré pour une meilleure conservation. Les fioles de  $^{14}\text{C}$  doivent être entreposées à l'obscurité.

#### 4.3 Calibration de l'appareil

Les concentrations de radioisotopes dans l'environnement sont généralement très faibles et par conséquence, la calibration du scintillateur devient capitale. Ces appareils possèdent plusieurs canaux pour doser le tritium et le carbone-14. Les seuils de ces canaux sont définis en utilisant des potentiomètres préréglés ou en ajustant des potentiomètres manuels.

Le réglage du potentiomètre se fait à l'aide d'un échantillon de référence contenu dans un flacon scellé sous atmosphère inerte afin de prévenir la radiolyse du milieu. Différentes lectures effectuées en variant la largeur de l'ouverture (fenêtre) permettent d'établir une série d'efficacités de comptage associées au bruit de fond. L'objectif de la calibration consiste à optimiser le facteur de Merritt ( $\text{Eff.}^2/\text{B.F.}$ ).

#### 4.4 Affaiblissement lumineux

La présence de certaines substances (eau, gaz, composés organiques) dans le flacon peut entraîner une interférence lors du comptage. Ce phénomène provoque un déplacement général du spectre vers des énergies plus basses.

L'affaiblissement lumineux d'origine chimique se produit lorsque les composés non scintillants perdent leur énergie d'excitation. Celle-ci, n'étant pas transformée en photons, se dégrade sous forme de chaleur. Par ailleurs, l'interférence causée par des substances colorées diminue le parcours moyen des photons produits par le liquide scintillateur. Ceci amène une réduction du nombre de photons qui parviennent au niveau des photocathodes de l'appareil.

#### 4.5 Courbes de correction

Afin de remédier au problème causé par l'affaiblissement lumineux, une courbe de correction se référant au standard externe permet de relever les mesures sous-évaluées. Une source de rayonnement gamma ( $\text{Cs-137}$ ) entreposée dans le château de plomb est dirigée vers la fiole à chaque comptage. Ce rayonnement traverse les parois de verre de la fiole et crée des électrons par effet Compton. L'absorption de ces derniers par le liquide scintillant produit des scintillations détectées par des photomultiplicateurs de l'appareil. Le spectre d'énergie de ces électrons est voisin des spectres bêta du tritium et du carbone-14.

L'élaboration des courbes de correction se base sur l'addition de différentes

quantités d'impuretés ( $\text{CCl}_4$ ) dans une série d'échantillons de concentration connue. La lecture du standard externe varie selon l'importance de l'interférence. L'efficacité obtenue à partir de la lecture de l'échantillon ( $\text{Eff.} = \text{Lecture nette} / \text{Conc. de l'échan.} \times \text{vol.}$ ) est associée à son standard externe. Ces données sont par la suite reportées sur un graphique. Une lecture de tritium sera toujours accompagnée par une mesure du standard externe.

Par contre ce procédé n'est pas recommandé pour le dosage du carbone-14. En effet, la présence de carbonates dans la fiole de comptage fausse les mesures du standard externe. Il est préférable d'étalonner individuellement tous les échantillons par un standard  $^{14}\text{C}$  ayant une concentration connue autour de 100 dpm/ml. L'efficacité sera établie à l'aide de l'équation suivante;

$$\text{Eff.} = (\text{Etalon (cpm)} - \text{Echan. (cpm)}) / \text{Stan. (dpm/ml)} \times \text{vol du stan. (ml)}$$

#### 4.6 Facteur de désintégration

L'activité d'un élément radioactif faiblit en vieillissant. Cette perte d'activité s'exprime en demi-vie radioactive qui atteint 12,26 années (Carlston, 1964) pour le tritium et 5 730 années pour le carbone-14 (Lieth, 1963). Le temps écoulé entre l'échantillonnage et la lecture peut amener une sous-évaluation des concentrations. L'addition d'un facteur de désintégration dans le calcul des concentrations corrige cette perte d'activité.

#### 4.7 Calculs et unités de concentration

Le scintillateur liquide transpose l'émission d'énergie d'un élément radioactif par un comptage de sa désintégration, en coups par minute. La concentration du tritium s'exprime en unités tritium.

$$1 \text{ ut} = \frac{(\text{Echantillon (cpm)} - \text{Bruit de fond (cpm)}) \times 139}{\text{vol.}(\text{H}_2\text{O}) \times \text{Eff.} \times \text{Fd}}$$

$$\text{vol.}(\text{H}_2\text{O}) \times \text{Eff.} \times \text{Fd}$$

où 139=constante

et Fd représente le facteur de désintégration;  $2^{(-t/147,12)}$

t équivaut au nombre de mois qui sépare l'échantillonnage et le dosage

147,12 correspond à la demi vie radioactive du tritium en mois

Lors des lectures de tritium lié à la matière organique, Fd a été évalué à 0,9602 pour neuf mois de délai. Les mesures de carbone-14 n'exigent pas l'emploi de ce correctif puisque les effets de quelques mois sont négligeables.

$$1000 \text{ ut} = 3,25 \text{ pCi/ml.}$$

Les concentrations de carbone-14 sont calculées par les équations suivantes;

$$\begin{aligned} [\text{carbone-14}] = & \frac{\text{Echantillon (cpm)} - \text{Bruit de fond (cpm)}}{\text{Efficacité} \times C} \\ (\text{dpm/g}) & \end{aligned}$$

où C désigne le poids de carbone dans la fiole de comptage en grammes.

$$\begin{aligned} \text{Efficacité} = & \frac{(\text{Etalon (cpm)} - \text{B.F. (cpm)}) \times 100}{\text{Etalon (dpm/ml.)} \times \text{volume}} \end{aligned}$$

La concentration de l'étalon  $^{14}\text{C}$  s'élevait à 1220 dpm/ml et le volume à 0,1 ml.

$$C = \text{CO}_2(\text{corrigé}) \times (12/44)$$

$$\begin{aligned} \text{CO}_2(\text{corrigé}) = \text{CO}_2 \times & \frac{\text{pds Fl}}{\text{Carbosorb} + \text{CO}_2 + \text{Permafluor}} \end{aligned}$$

$\text{CO}_2$ : poids de  $\text{CO}_2$  fixé par le Carbosorb (g).

(12/44): rapport des poids moléculaires du carbone et du gaz carbonique.

pds Fl: poids du flacon de comptage avec le liquide scintillant (g).

Carbosorb: quantité de Carbosorb utilisé (g).

Permafluor: poids de Permafluor employé (g)

## Chapitre II

### Mesures du bruit de fond et de l'efficacité



## 1. Bruits de fond

### 1.1 Bruit de fond du tritium

L'estimation du bruit de fond du tritium est basée sur une série de mesures provenant d'un échantillon d'eau souterraine (USEPA,1978). Il est spécifique aux conditions de mesure pour chacun des scintillateurs. Un problème de contamination causé par la fuite d'un flacon survenu dans le Beckman LS-100C a entraîné une réévaluation du bruit de fond et de l'efficacité (tableau 1). La série A correspond aux mesures de tritium dans le sol et dans la végétation (non lié). La série B se reporte aux mesures de tritium lié à la matière organique.

Par ailleurs, la contamination causée par la ligne à combustion n'est pas significative. Plusieurs échantillons sans activité ont été retirés du système et mesurés de façon identique à celle employée pour les échantillons habituels. Il en résulte des bruits de fond évalués à 30,18 cpm (Ecart-type:0,352) pour le Beckman et 16,3 cpm (Ecart-type:0,2174) pour le Searle Mark III.

Tableau 1; Bruits de fond du tritium mesurés à Trois-Rivières et à Gentilly  
avant (série A) et après (série B) janvier 1985.

	Beckman LS-100-C		Searle Mark III	
	Série A	Série B	Série A	Série B
Moyenne	27,32	29,01	15,60	16,00
Erreur standard	0,147	0,173	0,137	0,110
Ecart-type	0,929	0,950	0,598	0,548
Variance	0,863	0,902	0,358	0,308
Nombre	40	40	20	20

## 1.2 Bruit de fond du carbone-14

Le bruit de fond du carbone-14 a été déterminé par différentes sources; le  $\text{CO}_2$  sous pression provenant d'un cylindre, fixé directement par le Carbosorb ou par du  $\text{NaOH}$  0,3N et le  $\text{CO}_2$  émanant de la glace carbonique. Au tableau 2, treize séries de mesures totalisant trente-neuf lectures établissent le bruit de fond à 26,04 (Ecart-type:0,8165).

## 2. Efficacité de comptage

### 2.1 Efficacité de comptage du tritium

La localisation, la qualité du scintillateur liquide et le type d'échantillon déterminent le rendement de comptage. Pour les mesures du tritium, ce rendement est obtenu par une courbe de correction en utilisant le standard externe ou par le dosage d'un standard ayant une concentration connue.

Puisque la variation des standards externes est infime, une efficacité moyenne sera employée pour une série de mesures.

Ainsi le standard externe moyen (5,51) provenant des mesures d'eau libre de la végétation correspond à une efficacité de 38,6% sur la courbe de correction du Beckman LS-100C (figure 8a) et (1,62) pour une efficacité de 40% pour le Searle (figure 8c). De façon identique, le rendement de comptage lors du dosage du tritium lié à la matière organique s'élève à 37,95% et à 38,12% sur les courbes de corrections (figure 8b et 8c).

Tableau 2; Mesures effectuées pour déterminer les bruits de fond  
du carbone-14 provenant de différentes sources.

Flacon	Poids du carbosorb (g)	Poids du CO <sub>2</sub> absorbé (g)	Poids du permafluor (g)	Poids de la sol. ds le flac. (g)	Compt. 100 m (cpm)	Compt. 100m (cpm)	Compt. 100m (cpm)	Echan. étalonné (cpm)
1	11,9	2,2	10,8	21,3	25,4	26,3	25,4	126,8
2	12,0	2,6	10,4	20,5	26,0	26,5	26,1	124,7
3	12,0	2,3	11,1	20,6	25,0	25,8	25,5	120,0
4	11,9	2,2	10,8	21,3	25,4	26,3	25,4	120,1
5	12,6	2,5	10,5	19,7	24,7	25,0	25,1	116,4
6	11,6	2,9	10,5	21,1	26,1	25,5	25,6	122,7
7	12,0	3,2	11,0	21,6	26,7	26,6	26,3	129,9
8	11,3	3,4	10,5	21,2	26,5	27,3	26,4	125,9
9	11,6	3,4	11,7	20,2	26,4	27,6	26,1	131,3
10	12,1	1,3	10,6	21,0	24,6	25,7	25,2	115,5
11	11,8	2,9	11,5	20,7	25,8	26,5	25,6	130,4
12	11,9	3,0	10,9	21,1	27,3	26,6	25,9	126,3
13	12,4	3,0	11,1	21,3	28,3	27,4	25,7	129,7

Pour les flacons 1,2,3 et 4, le CO<sub>2</sub> provient directement d'un cylindre.

Pour les flacons 5,6,7,8 et 9, le CO<sub>2</sub> provenant d'un cylindre a été fixé par du NaOH 0,3N dans un barboteur.

Pour les flacons 10,11,12 et 13, le CO<sub>2</sub> provient de la glace carbonique.

Tableau 3; Résultats de l'évaluation de l'efficacité de comptage par la courbe de correction.

	Beckman LS-100-C		Searle Mark III	
	Série A	Série B	Série A	Série B
Stand. externe	5,51	5,34	1,62	1,85
Ecart-type	0,063	0,043	0,022	0,019
Variance	0,004	0,002	0,0004	0,0004
Nombre	400	100	200	50
Eff. sur la courbe	38,6%	37,95%	40,0%	38,12%

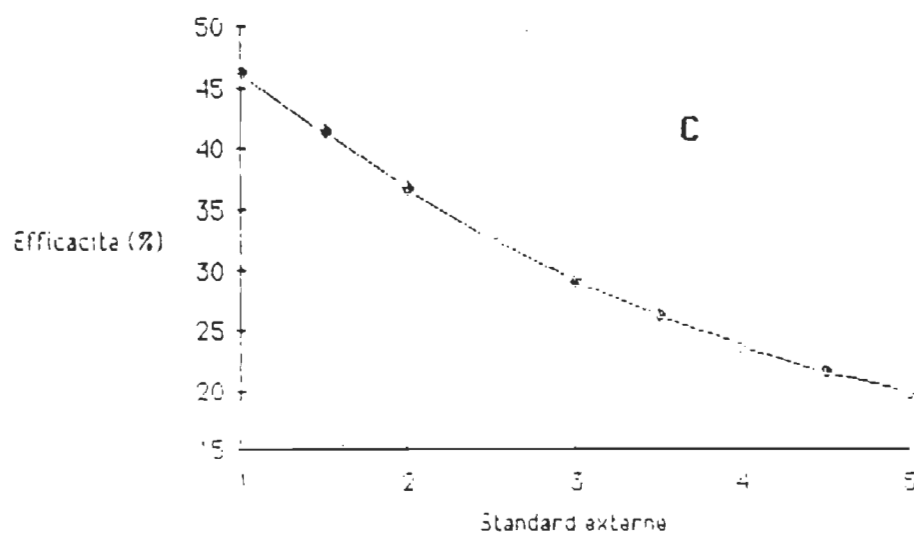
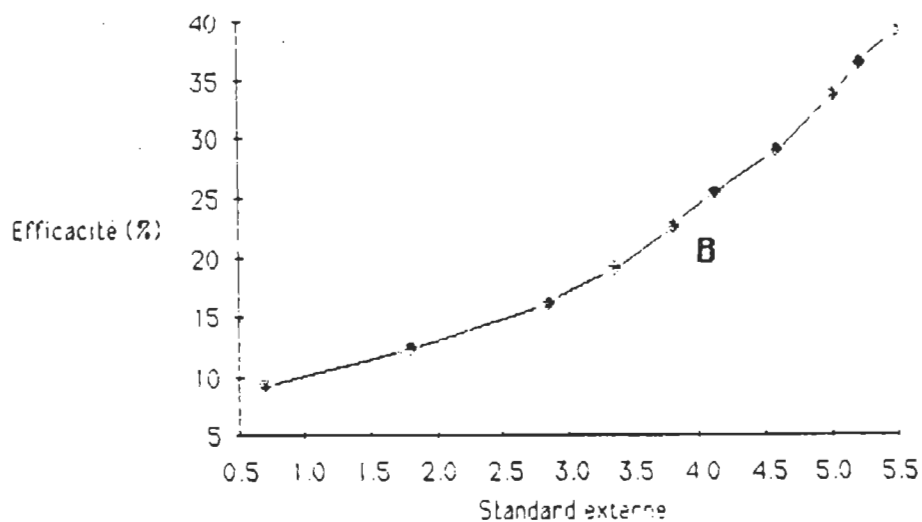
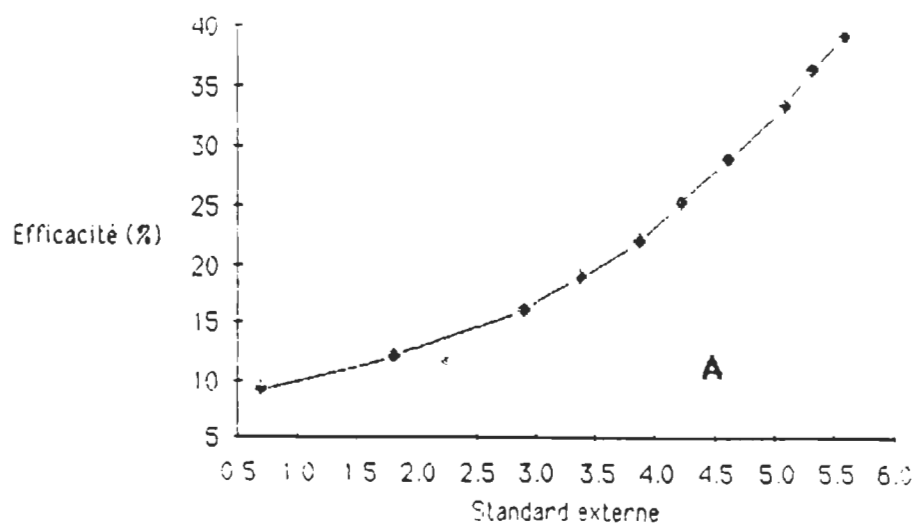


Figure 8: Courbes de correction qui déterminent les efficacités de comptage. **A)** mesures de tritium du sol ou libre dans la végétation (Beckman LS-100C), **B)** mesures de tritium lié à la matière organique (Beckman LS-100C), **C)** mesures de tritium (Searle Mark III)

Le dosage d'un échantillon étalonné permet de vérifier l'exercice précédent à l'aide de l'équation suivante;

$$\text{Efficacité} = \frac{\text{Étalon (cpm net)} \times 2^{(L/T)}}{\text{standard (dpm)} \times \text{vol (ml)}}$$

Différents volumes d'un standard ayant une concentration connue, sont ajoutés à des échantillons d'eau sans activité et analysés par le scintillateur liquide (tableau 4). Plusieurs séries de mesures déterminent un rendement moyen de l'appareil.

## 2.2 Efficacité de comptage du carbone-14

Le rendement de comptage du carbone-14 doit être calculé individuellement, le risque d'interférence des carbonates dans le flacon de comptage rend le standard externe inutilisable. Les pourcentages d'efficacité établis pour chacune des mesures apparaissent à l'annexe 1. Ces pourcentages varient entre 65,69 et 85,28 pour une moyenne de 78,73 (écart-type:4,52). Ils sont étroitement liés à la qualité de la combustion. Une quantité élevée de CO<sub>2</sub> à l'intérieur du flacon améliore l'efficacité du comptage.

Tableau 4; Liste des lectures qui déterminent l'efficacité calculée du tritium.

	Concentration (dpm/ml)	Vol. (ml)	Etalon (cpm)	Ecart- type	Nb	Efficacité (%)
Beckman LS-100-C						
Série A	448	0,75	112,91	6,44	10	37,26
	448	0,50	78,72	5,99	10	39,00
Série B	404	2,00	335,66	16,79	5	37,95
Searle Mark III						
Série A	448	0,75	119,69	9,03	5	39,51
Série B	404	2,00	302,97	15,66	5	37,50

Les standards concentrés à 448 dpm/ml sont datés de juin 1983 et nécessitent l'utilisation d'un facteur de désintégration dans l'équation.



### 3. Facteur de Merritt

La calibration du scintillateur vise à optimiser le facteur de Merritt :

$$\text{Efficacité}^2 / \text{Bruit de fond (cpm)}$$

Ce facteur résume les conditions de comptage. Théoriquement, il s'élève au dessus de 200 pour les mesures de tritium. Le facteur de Merritt de nos analyses varie entre 50 et 55 à Trois-Rivières (Beckman) et entre 90 et 103 à Gentilly (Searle).

La recherche du facteur de Merritt pour les mesures de carbone-14 a démontré la mauvaise calibration du scintillateur de Trois-Rivières (Beckman LS-100-C). En effet, les échantillons fortement atténués (quenchés) ont entraîné un affaiblissement lumineux, la presque totalité du spectre énergétique du carbone-14 se retrouvait dans le canal du tritium. L'efficacité de comptage atteignait à peine 12% dans le canal  $^{14}\text{C}$ . Malheureusement, les échantillons deviennent inutilisables après leur étalonnage.

Le facteur de Merritt du Searle Mark III pour les mesures de carbone-14 oscille entre 188 et 278 pour un bruit de fond à 26.04 cpm et une efficacité qui varie de 65% à 85%.

### Chapitre III

#### Résultats

## 1. Tritium

La vapeur d'eau rejetée à la cheminée d'une centrale nucléaire est en partie tritiée et se dépose autour du site. L'établissement d'un modèle mathématique de la dispersion atmosphérique est complexe car il faut considérer le lessivage occasionné par les précipitations (Chamberlain *et al*, 1964).

Les concentrations de tritium mesurées à Pickering dépassent largement celles obtenues autour des centrales Pointe-Lepreau et Gentilly 2, mises en opération ces dernières années (tableau 5). Pour chacun de ces sites, les valeurs élevées se retrouvent près de la source et diminuent rapidement en s'éloignant de la centrale.

Les concentrations mesurées dans les fruits sont généralement supérieures à celles du sol, ce potentiel concentrateur de la végétation sera abordé au chapitre suivant. Les mesures de tritium lié à la matière organique se distinguent des valeurs correspondantes du tritium libre par un écart des concentrations extrêmes plus faible. En effet, les concentrations de tritium lié à la matière organique semblent plus stables.

Le bruit de fond naturel du tritium qui représente la concentration minimale mesurée dans l'environnement évolue continuellement. Provenant des retombées atmosphériques, il varie selon la date, la région et la nature de l'échantillonnage. Selon Hillaire-Marcel (1984), la concentration de l'eau de pluie se situait autour de 80 ut en 1983 pour la région de Montréal. En comparant ce bruit de fond naturel à nos résultats (tritium dans le sol), nous constatons qu'ils se rejoignent à une certaine distance de la source, soit au delà de 10 km à Pickering, et autour de 1 km à Pointe-Lepreau et Gentilly.

Tableau 5; Concentrations de tritium mesurées aux stations d'échantillonnage de  
Pickering, Pointe-Lepreau et Gentilly 2.

Stations	Orien. et dist.	Fruits	Tritium du sol (ut)	écart type	Tritium libre ds les fruits	écart type	Tritium lié mat.org.	écart type	
Pickering									
1	NO	0,5	Prunes	16783,58	944,33	36725,00	2190,28	33870,18	382,43
2	N	0,5	Merises	27377,48	1475,71	49636,97	2762,76	42599,42	1409,45
3	NNO	0,5	Prunes	36085,37	2139,16	49456,68	2943,23	36194,65	247,95
4	ONO	0,5	Graminé	7385,37	395,41	6747,09	196,64	17908,18	453,79
5	ENE	0,5	Graminé	4067,08	250,31	3209,01	235,28	10428,00	295,82
6	NE	0,5	Graminé	8714,60	490,94	11492,33	466,32	10577,89	194,04
7	NNE	0,5	Pommes	18768,32	1150,77	29653,17	663,85	29699,45	261,36
8	ENE	1,0	Merises	2467,57	225,07	5981,65	230,04	4130,28	104,75
9	N	1,0	Merises	8006,65	291,87	19545,00	1045,33	13556,64	279,69
10	ONO	1,0	Aubép.	1700,59	235,96	4395,85	157,48	3147,67	183,96
11	NE	1,0	Graminé	5049,24	310,86	2264,38	292,26	5181,88	149,44
12	NNO	1,0	Aubép.	3371,32	221,15	10256,95	556,78	8419,96	221,95
13	NO	1,0	Merises	1753,31	463,74	5516,64	208,83	4634,66	131,08
14	NNE	1,0	Graminé	12086,55	605,14	11423,42	394,59	17294,34	266,45
15	N	2,5	Merises	862,96	261,04	2947,92	55,54	2569,53	143,16
16	ENE	2,5	Aubép.	1077,30	260,60	5248,19	197,53	2212,64	79,30
17	NE	2,5	Aubép.	1001,17	248,39	8424,86	271,29	5912,23	190,32
18	NNE	2,5	Merises	953,87	179,74	7957,46	256,29	4594,22	134,56
19	ONO	2,6	Aubép.	714,55	239,01	3128,94	341,18	3173,84	161,75
20	NO	2,5	Pommes	1203,65	268,50	1088,94	175,71	1277,63	103,97
21	NNO	2,5	Merises	458,31	126,15	6165,22	168,39	2864,55	93,80
22	O	3,0	Aubép.	2331,86	159,96	5733,40	451,68	3095,33	86,89
23	NE	5,0	Sorbier	616,42	233,93	1132,35	235,50	2072,21	50,37
24	NNO	5,0	Aubép.	51,19	147,30	1727,81	185,16	958,81	98,08
25	NNE	5,0	Raisins	1204,73	152,15	5050,39	294,42	37,611	14,52
26	N	5,0	Merises	1211,72	211,72	1557,08	217,59	1629,75	105,21
27	NE	7,5	Aubép.	196,21	162,40	604,18	126,36	1256,21	49,84
28	N	7,5	Pommes	588,27	236,15	713,38	239,99	1018,29	78,15
29	NNE	7,5	Sorbier	344,96	272,46	3140,31	310,32	2110,34	13,95
30	NNE	10,0	Lilas	807,99	177,20	1792,60	133,07	1953,32	59,27

Tableau 5 (suite)

Stations	Orien. et dist.	Fruits	Tritium du sol (ut.)	écart type	Tritium libre ds les fruits	écart type	Tritium lié mat.org.	écart type
Pointe Lepreau								
1	O 0,5	Sorblers	544,38	198,74	1837,02	122,77		
2	ONO 0,5	Aulnes	278,21	80,22	4253,94	187,98	1241,39	196,23
3	NO 0,5	Aulnes	394,98	67,83	240,07	185,82	1097,94	31,48
4	NNO 0,5	Corn.	106,74	98,01	168,25	90,01		
5	N 0,5	Peuplier	193,33	168,09	321,41	83,55		
6	NNE 0,5	Sorbier	626,43	130,66	427,77	177,89		
7	NE 0,5	Peuplier	288,67	78,79	209,61	98,79		
8	SO 0,5	Sorbier	198,35	195,68	565,18	204,23	858,89	41,24
9	SSO 0,5	Aulnes	288,75	133,81	415,02	149,19		
10	S 0,5	Aulnes	202,69	205,40	390,61	171,62		
11	OSO 0,5	Aulnes	804,59	299,27	886,89	165,53		
12	SSO 1,0	Aulnes	228,54	112,19	444,65	87,01		
13	S 1,0	Aulnes	420,82	140,70	732,58	72,72		
14	ONO 1,0	Sorbier	362,03	51,09	1390,43	147,73	1111,08	186,75
15	NNO 1,0	Sorbier	342,12	101,98	159,53	60,13		
16	N 1,0	Aulnes	117,85	70,27	251,35	74,30		
17	NNE 1,0	Aulnes	409,42	141,77	173,54	112,25		
18	NE 1,0	Sorbier	217,39	79,10	211,59	100,79		
19	ENE 2,5	Sorbier	199,04	101,37	128,84	244,62		
20	NE 2,5	Sorbier	132,31	67,92	215,02	88,78		
21	NNE 2,5	Sorbier	272,41	51,79	347,07	170,74		
22	N 2,5	Sorbier	185,71	80,89	270,92	114,80		
23	NNO 2,5	Sorbier	108,52	57,17	201,20	92,04		
24	N 5,0	Sorbier	105,55	109,73	155,97	58,54		
25	NE 5,0	Sorbier	78,56	85,84	196,88	69,02		
26	NNO 7,5	Aulnes	11,87	88,01	224,19	42,74		
27	NNE 7,5	Aulnes	179,05	50,64	114,18	49,47		
28	N 10,0	Aulnes	15,72	36,56	78,09	115,78		
29	NNO 10,0	Aulnes	26,83	263,81	180,71	132,29		
30	NO 10,0	Aulnes	58,84	66,36	205,36	139,72		

Tableau 5 (suite)

Stations	Orientation et distance	Fruits	Tritium du sol (ut)	écart type	Tritium libre ds les fruits (ut)	écart type	Tritium lié mat.org. (ut)	écart type
Gentilly								
1	NNE 0,3	Aulnes	4164,67	115,40	11840,54	544,14	9202,71	156,96
2	NE 0,3	Pimbina	1399,70	153,77	7455,86	266,77	5641,06	186,47
3	ENE 0,3	Pimbina	1463,39	141,73	720,68	147,54		
4	SSE 0,5	Pimbina	252,55	80,92	173,43	109,90	689,97	73,19
5	OSO 0,5	Iris	511,91	46,67	951,39	241,73		
6	SO 0,5	Pommes	583,56	84,57	1269,00	232,26	1408,48	47,72
7	O 0,5	Aulnes	815,01	105,06	—	—		
8	ONO 0,5	Sureaux	1060,22	145,31	2030,84	251,24	1589,30	84,51
9	NO 0,5	Aulnes	576,93	50,79	—	—		
10	NE 0,6	Pimbina	454,44	95,08	636,10	101,66	932,64	43,16
11	ESE 0,6	Pimbina	481,13	74,23	1296,21	161,25	723,27	26,92
12	S 0,6	Aulnes	413,33	123,49	327,21	55,30		
13	ENE 1,0	Pimbina	297,75	54,79	873,69	177,24	706,62	31,26
14	E 1,0	Pimbina	358,52	92,42	584,51	232,12	554,35	18,86
15	ESE 1,0	Aulnes	229,00	59,72	123,65	89,31		
16	SE 1,0	Pimbina	275,35	95,92	582,10	139,52	899,33	60,83
17	SSE 1,0	Samares	239,84	63,57	157,97	202,42		
18	S 1,0	Sureaux	337,92	100,22	532,28	56,93		
19	SSO 1,0	Aulnes	312,08	104,70	246,29	104,67	761,34	55,72
20	SO 1,0	Raisins	49,01	50,21	975,01	242,16		
21	OSO 1,0	Raisins	336,48	87,72	483,79	226,08	449,67	115,97
22	O 1,0	Aulnes	400,02	161,89	247,30	177,19		
23	ENE 1,2	Saules	116,64	100,32	348,58	135,70		
24	SE 2,0	Aulnes	110,92	79,67	346,26	185,44		
25	ESE 2,5	Mais	217,99	89,05	216,20	84,34	518,66	200,59
26	SE 2,5	Pommes	150,40	65,75	304,13	112,40		
27	SSE 2,5	Pimbina	57,19	100,52	208,67	45,95	303,05	35,88
28	SSO 2,5	Saules	49,05	111,66	202,59	146,66		
29	OSO 2,5	Raisins	195,78	58,81	390,77	146,54		
30	ONO 3,5	Raisins	243,35	113,86	228,32	118,36	311,67	101,70
31	NO 3,5	Sureaux	83,06	116,08	160,96	194,05		
32	NNO 3,5	aulnes	136,49	39,02	300,20	50,43		
33	N 4,5	aubép.	137,41	47,27	271,66	103,56		
34	S 4,5	Pimbina	105,14	204,00	155,12	142,35		
35	E 5,0	Pommes	84,41	84,97	157,46	39,94		
36	SO 5,0	aulnes	167,62	108,30	471,85	294,86		
37	OSO 5,0	Pimbina	205,94	184,18	212,31	88,08		
38	NO 5,0	Mais	142,43	99,98	228,32	136,85		

Tableau 5 (suite)

39	ONO	5,0	Pommes	197,49	63,40	182,06	80,96
40	SE	5,5	Saules	125,59	74,94	80,49	50,35
41	NNE	6,0	Sorbier	296,63	143,39	347,64	103,38
42	N	7,0	Sureaux	223,47	165,22	184,15	70,71
43	OSO	7,5	Aubép.	142,70	116,34	266,56	91,04
44	NN07,5		Sureaux	192,25	109,77	124,62	70,50
45	NE	8,5	Pommes	76,33	105,73	187,23	97,89

Les échantillons de Pointe-Lepreau, localisés à 0,5 ou à 1,0 km de la source, montrent un coefficient moyen de variation (écart-type/valeur moyenne  $\times 100$ ) supérieur à 33% pour le sol et près de 20% pour la végétation (tableau 6).

Les rejets atmosphériques de Gentilly 2 se font à partir du bâtiment principal à une hauteur nettement inférieure à celle d'une cheminée. Nous avons retrouvé les concentrations élevées dans un boisé situé à proximité de la source. Même si les résultats sont supérieurs, ce même coefficient de variation se situe autour de 33% aux stations distantes de 1 km de la source.

La contamination des environs immédiats offre peu d'intérêts, cette zone étant inaccessible à la population. De plus, le sol provient généralement des travaux de construction, la végétation est inexistante et la dispersion atmosphérique est fortement modifiée par la présence de bâtiments. Au delà de la zone d'exclusion (1 km), il devient hasardeux de traiter les résultats que nous avons obtenus puisqu'ils se situent au niveau du bruit de fond naturel.



Tableau 6; Coefficients de variation des mesures de tritium.

	Tritium du sol (%)	Tritium libre ds les fruits (%)	Tritium lié à la mat.org. (%)
Pickering			
0,5 km	5,7	5,7	1,7
1,0 km	6,6	4,9	2,4
2,5 km	24,2	3,2	3,8
2,6 km	33,4	10,9	5,1
3,0 km	7,9	7,8	2,8
5,0 km	19,1	9,7	5,9
7,5 km	66,1	15,1	5,5
10,0 km	21,9	7,4	3,0
Pointe-Lepreau			
0,5 km	42,2	16,8	8,4
1,0 km	33,2	19,4	16,8
2,5 km	40,0	61,1	
5,0 km	106,3	36,0	
7,5 km	72,4	27,3	
10,0 km	363,1	83,6	
Gentilly			
0,5 km	10,0	7,9	3,6
1,0 km	30,7	34,7	8,0
2,5 km	67,4	42,4	16,5
2,5 à 5,0 km	70,5	53,2	32,7
<5 km	67,6	40,7	

La cartographie des concentrations de tritium permet de visualiser la dispersion atmosphérique autour des centrales. Située à proximité de la mer, la centrale Pointe-Lepreau subit l'influence d'un climat maritime. Les faibles concentrations mesurées près de ce site ne permettent pas d'établir précisément un modèle de dispersion, de plus, les rejets atteignent rapidement la mer (figures 9 et 10). Cependant nous remarquons une concentration des valeurs élevées à l'ouest de la source. La contamination s'estompe au delà de 1 km.

A Gentilly, les concentrations de tritium sont légèrement supérieures. Les valeurs élevées ont été mesurées dans un boisé situé près de la sortie des rejets de la centrale (figures 11, 12 et 13) et la contamination principale semble localisée en deçà de 1 km. L'ensemble des résultats n'indique pas la présence d'une dispersion bien établie. En comparant les figures 12 et 13, nous observons une régression uniforme et une stabilité des concentrations de tritium lié à la matière organique.

L'échantillonnage de la région de Pickering est en partie basé sur des études d'Hydro-Ontario (Kabat, 1980, Pilar, 1982 et Neil, 1983) qui ont précisé la dispersion atmosphérique autour de la centrale. Les vents provenant du lac Ontario entraînent les rejets à l'intérieur du continent où ils sont balayés par les vents continentaux qui soufflent principalement vers l'est.

Nous pouvons observer (figures 14, 15 et 16) une répartition générale des concentrations de tritium qui se répète. Près de la source (0,5 km), les valeurs élevées apparaissent sur les axes d'orientation NNO et N, par la suite cette tendance se retrouve plus à l'est. La diminution des concentrations se fait rapidement en s'éloignant de la source. Une fois de plus, le tritium lié à la matière organique semble plus stable que la forme libre dans les fruits et plus élevé que le tritium mesuré dans le sol.

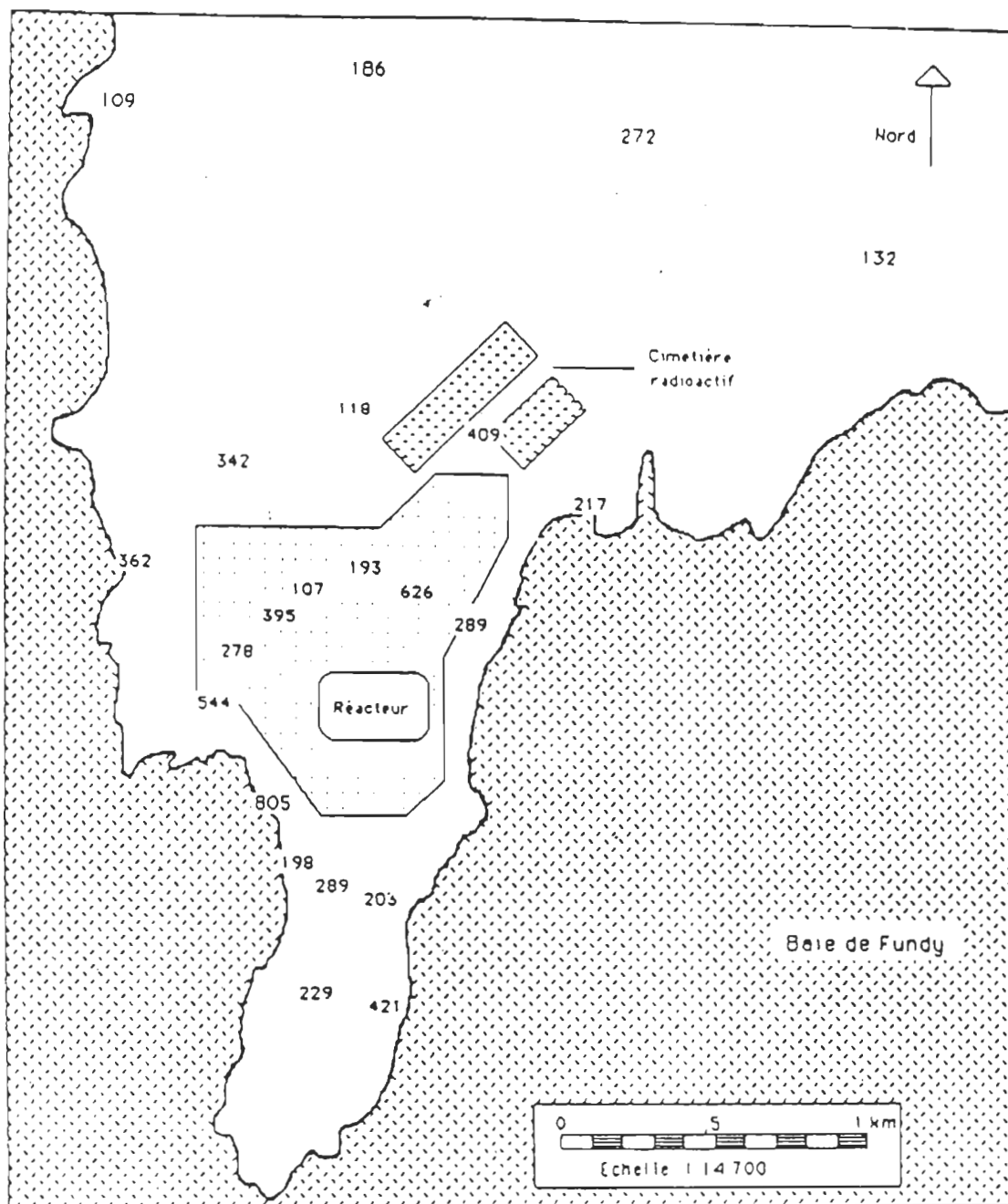


Figure 9; Concentrations de tritium dans le sol autour de la centrale Pointe-Leveau (ut).

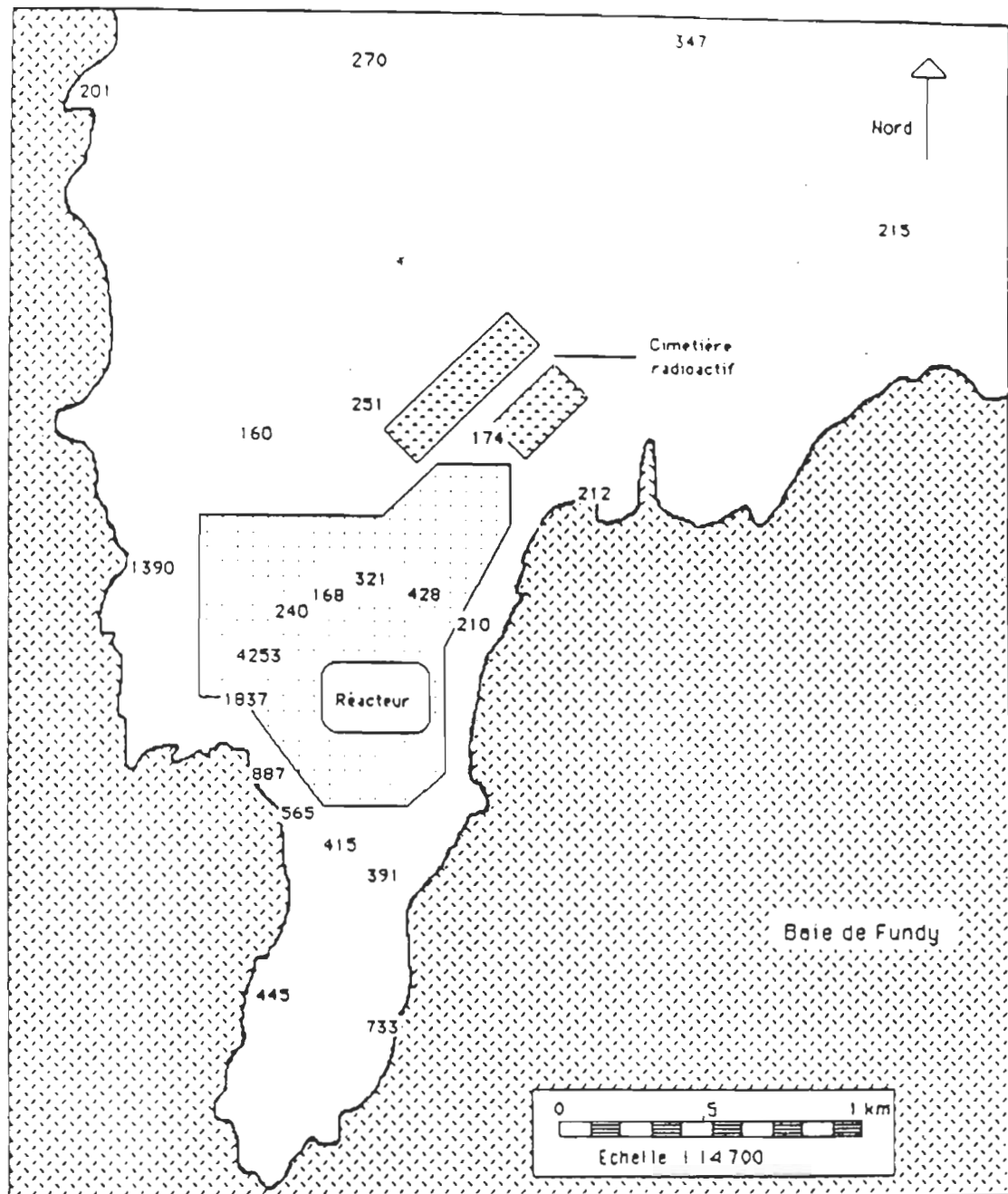


Figure 10; Concentrations de tritium libre dans la végétation autour de la centrale Pointe-LePREau (ut).

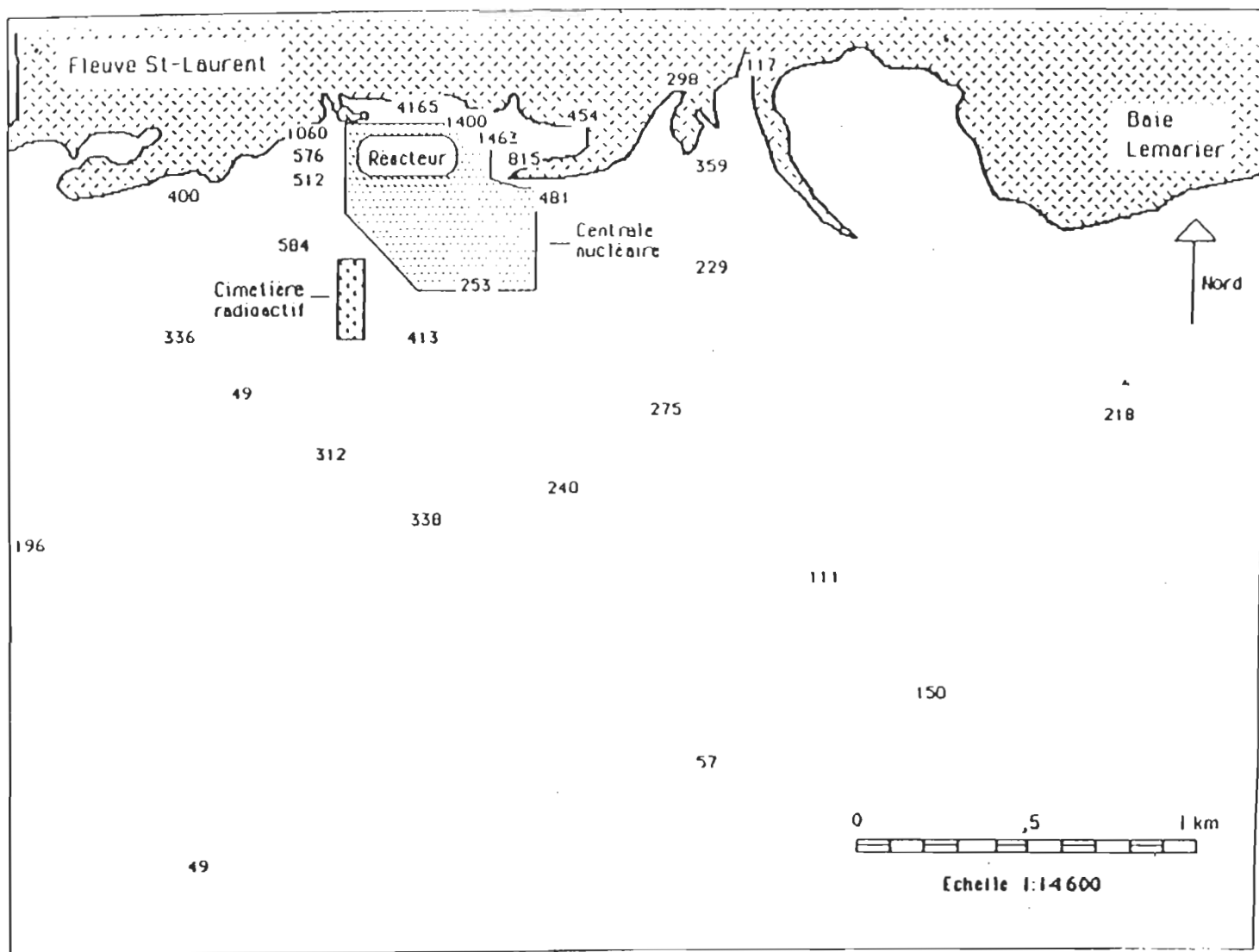


Figure 11; Concentrations de tritium dans le sol autour de la centrale  
Gentilly 2 (ut).

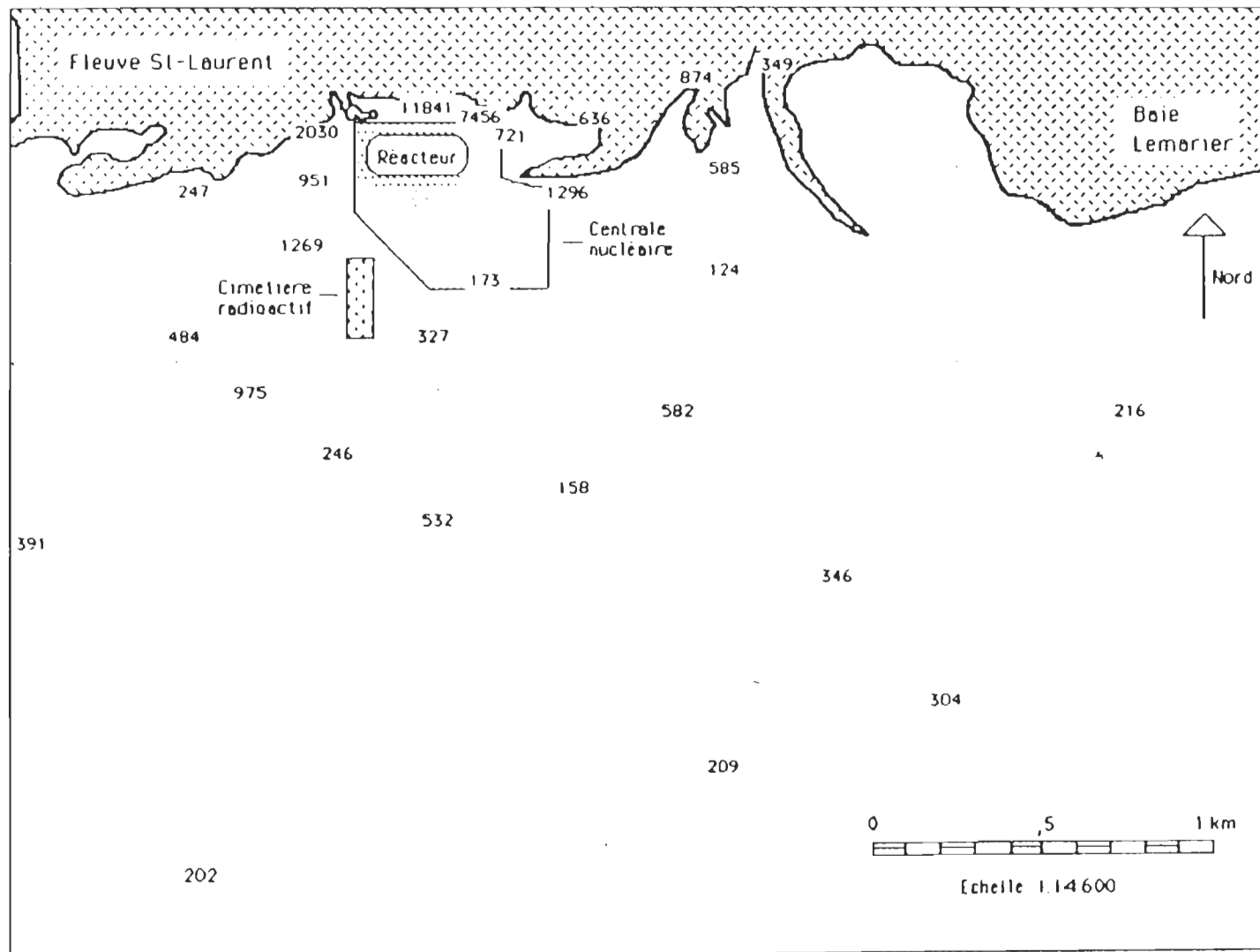


Figure 12; Concentrations de tritium libre dans la végétation autour de la centrale Gentilly 2 (ut).

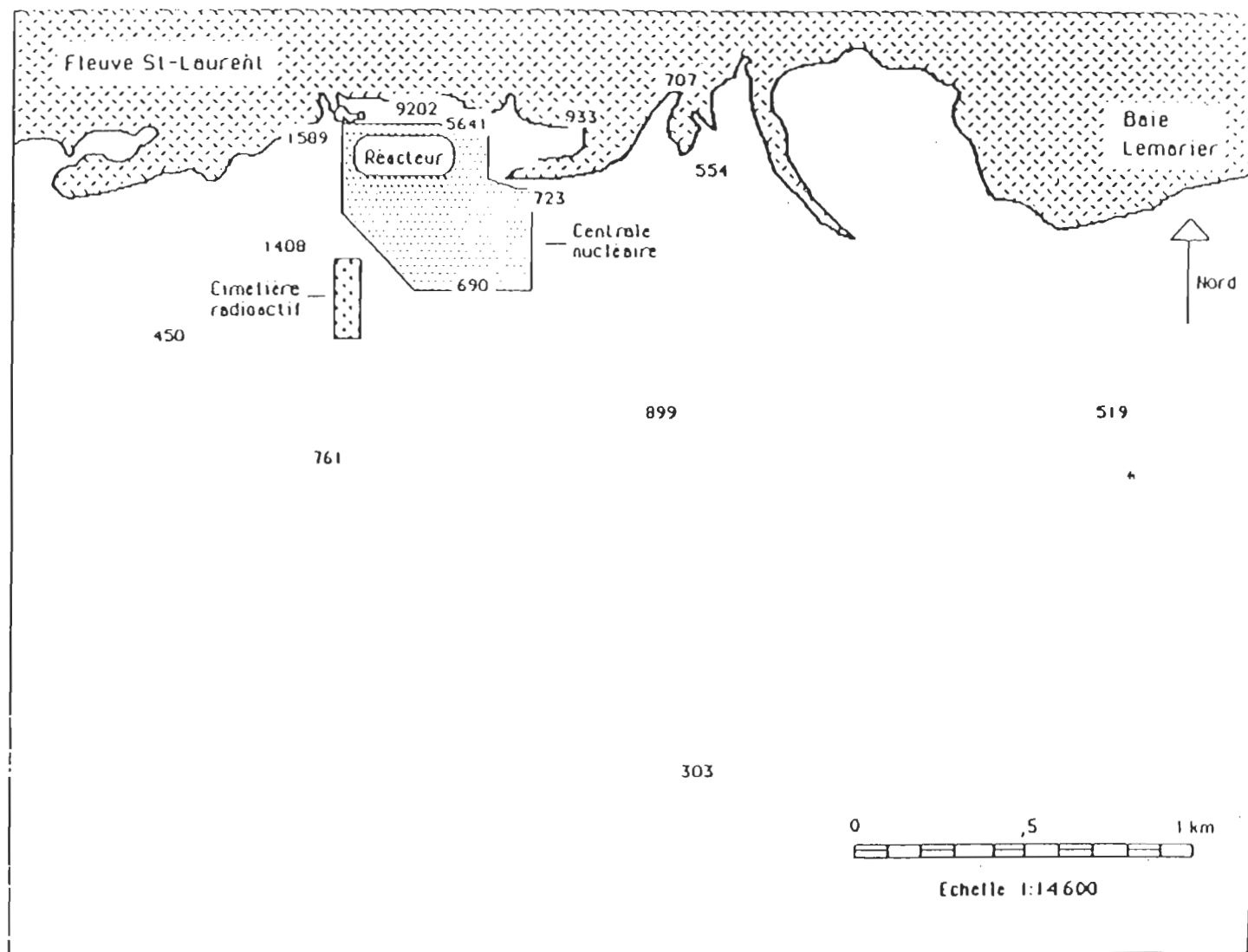


Figure 13; Concentrations de tritium lié à la matière organique de la végétation autour de la centrale Gentilly 2 (ut).

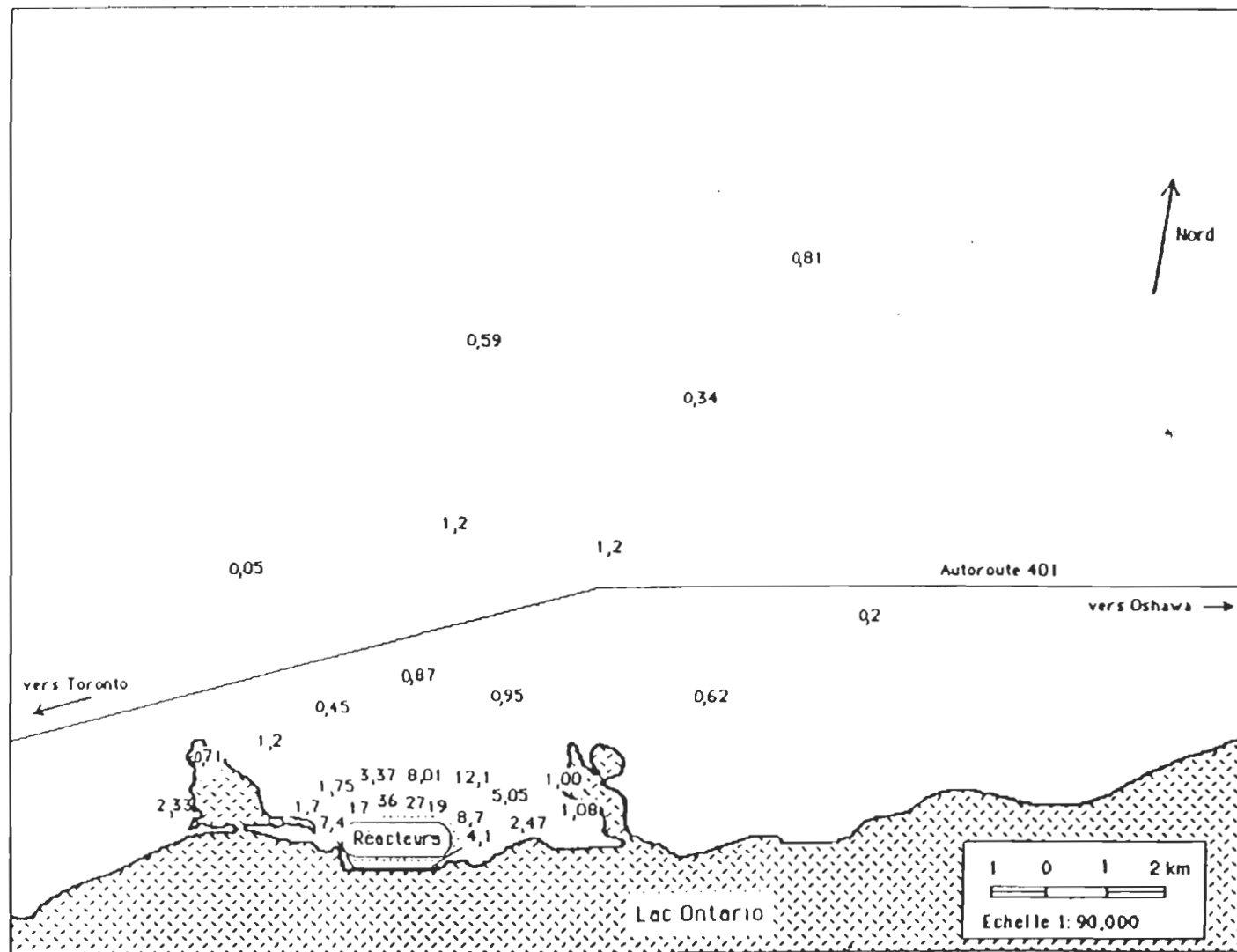


Figure 14; Concentrations de tritium dans le sol autour de la centrale Pickering (1000 ut).



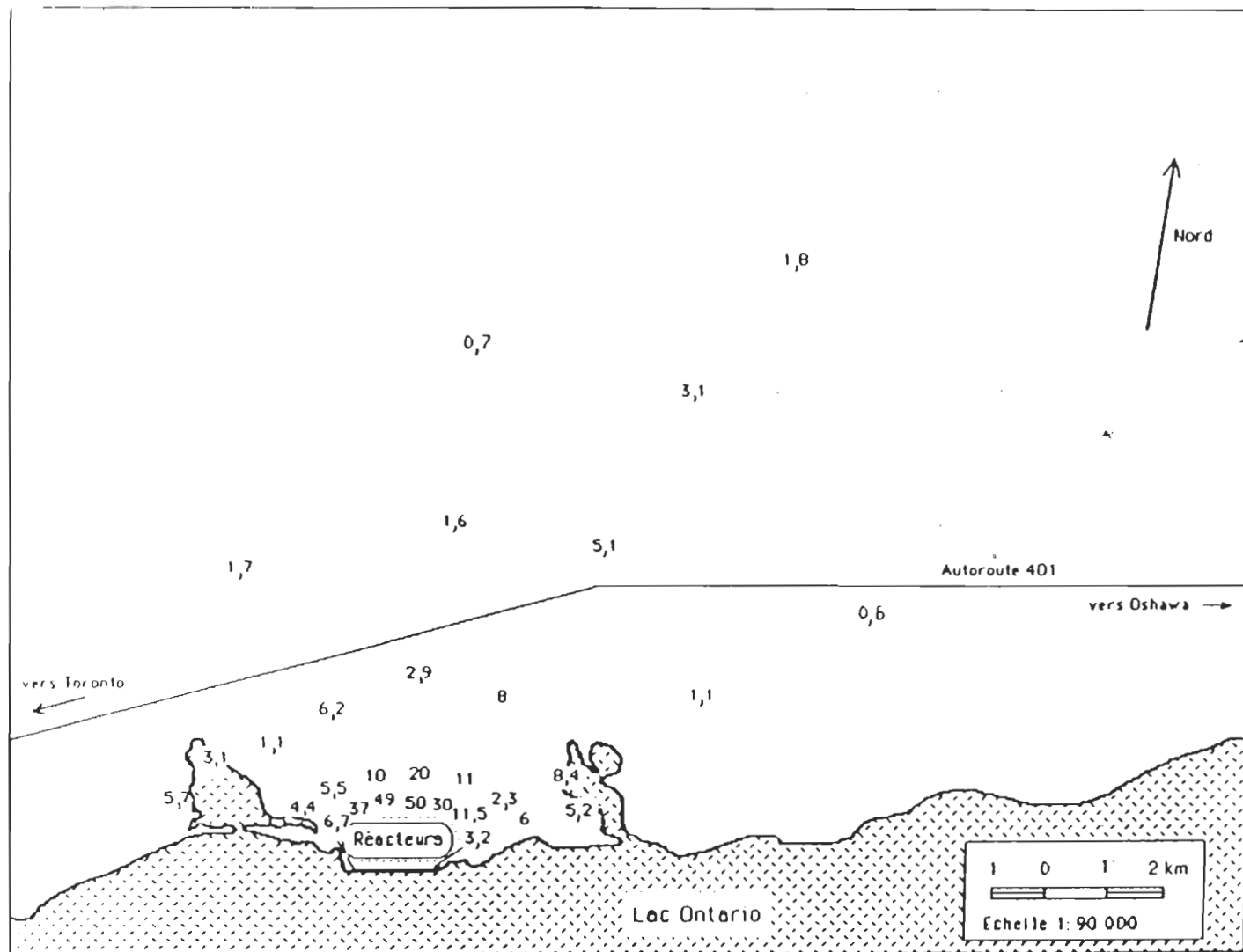


Figure 15; Concentrations de tritium libre dans la végétation autour de la centrale Pickering (1000 ut).

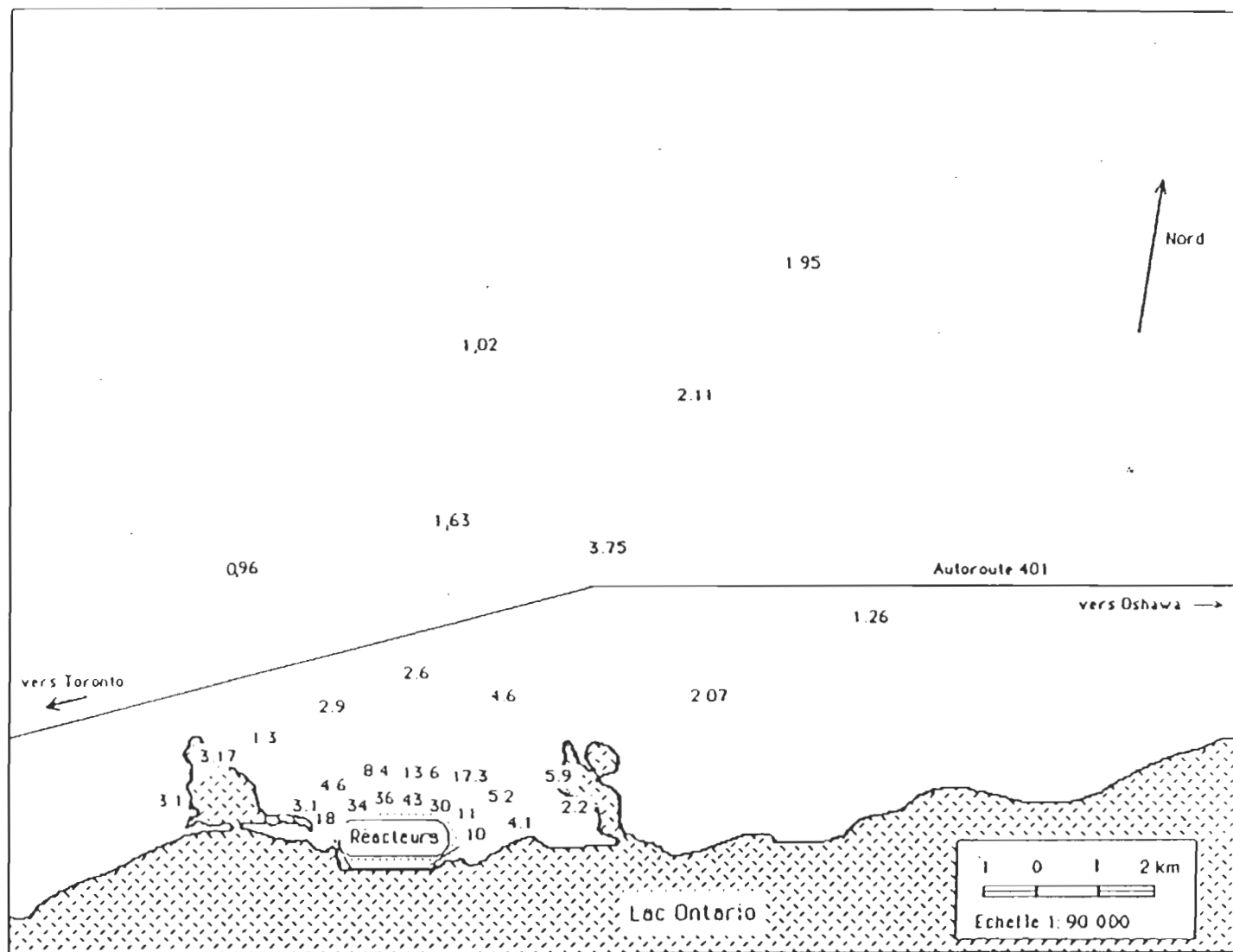


Figure 16; Concentrations de tritium lié à la matière organique de la végétation autour de la centrale Pickering (1000 ut).

La centrale nucléaire de Pickering qui possède huit réacteurs, fonctionne depuis plusieurs années. La contamination couvre une superficie importante autour de la source et peut être retracée par les concentrations de radioéléments. Cette répartition spatiale étroitement liée à la dispersion atmosphérique est affectée par différents facteurs environnementaux tels que la distance et la dominance des vents (Neil *et al.* 1983). Les stations d'échantillonnage sont disposées à différentes distances de la source sur les axes de la rose des vents. Ces axes permettent d'exprimer la dominance du vent, en périodes de temps relatives de la direction du vent durant la saison de croissance (Annexe 2).

La granulométrie du sol et la nature de l'échantillon déterminent la disponibilité et le transport du tritium sur place. Tous les dosages de ce radioélément s'accompagnent d'une description de la granulométrie sous forme de pourcentage des particules et d'humidité (Annexe 2). Ces différents paramètres environnementaux ont été analysés à l'aide d'une régression multiple afin d'énoncer des équations simples et pratiques. Le nombre restreint de données ne permet pas de formuler une équation sur chacun des axes.

## 2. Carbone-14

Les concentrations de carbone-14 sont mesurées dans les fruits et exprimées en pCi/g de matière organique. Le bruit de fond naturel, soit la valeur minimale du milieu naturel est établi à 6,13 pCi/g (Killough et Rowher 1978, Neil 1983).

Quatre des huit réacteurs de la centrale nucléaire Pickering emploient l'azote atmosphérique ( $N_2$ ) comme gaz annulaire et rejettent une quantité appréciable de

carbone-14. Tout comme les concentrations de tritium, celles du carbone-14 diminuent rapidement en s'éloignant de la source (tableau 7). Nous pouvons observer une certaine stabilité (entre 10 pCi/g et 20 pCi/g) au delà de 2,5 km ce qui laisse supposer une déposition plus étendue du carbone-14. Le niveau du bruit de fond naturel (6,13 pCi/g) est atteint à l'extérieur de notre zone d'échantillonnage.

Les concentrations de carbone-14 mesurées autour de Gentilly et de Pointe-LePREAU varient entre 6,18 pCi/g et 10,0 pCi/g. Seules deux stations, situées près de la sortie des rejets de Gentilly 2 montrent des concentrations de 20,87 pCi/g et 15,09 pCi/g qui pourraient provenir de l'activité de Gentilly 1.

La répartition spatiale des concentrations du carbone-14 autour de Pickering est semblable à celle du tritium (figure 17) sauf en ce qui concerne la stabilité des résultats au delà de 2,5 km que nous avons mentionnée précédemment. Il est impossible d'établir une dispersion atmosphérique des concentrations de carbone-14 autour de Gentilly, les valeurs étant trop faibles et du même ordre (figure 18).

Tableau 7 ; Concentrations de carbone-14 mesurées à Pickering, Pointe-Lepreau et Gentilly.

Stations (Orien. et km)	Carbone-14 (pCi/g)	Ecart- type	Stations (Orien. et km)	Carbone-14 (pCi/g)	Ecart- type
Pickering			Pointe-Lepreau		
NO 0,5	502,85	6,20	ONO 0,5	8,15	0,39
N 0,5	292,13	1,66	NO 0,5	6,29	0,11
NNO 0,5	363,69	3,94	NNE 0,5	6,56	0,11
ONO 0,5	218,51	1,76	SO 0,5	6,63	0,34
ENE 0,5	79,86	1,84	ONO 1,0	9,28	0,38
NE 0,5	138,36	1,12			
NNE 0,5	139,17	6,63			
ENE 1,0	15,11	0,18	Gentilly		
N 1,0	146,90	0,78			
ONO 1,0	29,52	0,49			
NE 1,0	30,89	0,30	NNE 0,3	20,87	0,24
NNO 1,0	86,51	6,61	NE 0,3	15,09	0,56
NO 1,0	43,85	2,49	SSE 0,5	7,94	0,15
NNE 1,0	134,39	2,77	SO 0,5	6,32	0,07
N 2,5	18,07	0,85	ONO 0,5	6,14	0,23
ENE 2,5	10,61	0,25	NE 0,6	7,25	1,12
NE 2,5	48,26	1,13	ESE .6	7,66	0,48
NNE 2,5	48,55	0,48	ENE 1,0	7,06	0,11
ONO 2,6	8,75	0,10	E 1,0	8,16	0,14
NO 2,5	11,46	1,25	SE 1,0	8,84	0,27
NNO 2,5	17,76	0,63	S 1,0	7,99	0,35
O 3,0	13,98	0,58	SSO 1,0	6,79	0,23
NE 5,0			OSO 1,0	10,96	0,73
NNO 5,0	13,24	0,70	O 1,0	6,18	0,25
NNE 5,0	36,88	0,78	E 2,5	7,27	0,08
N 5,0	19,43	0,68	SSE 2,5	6,67	0,25
NE 7,5	8,81	0,18	ONO 3,5	6,25	0,11
N 7,5	12,04	0,14			
NNE 7,5	12,44	1,14			
NNE 10,0	12,23	1,75			

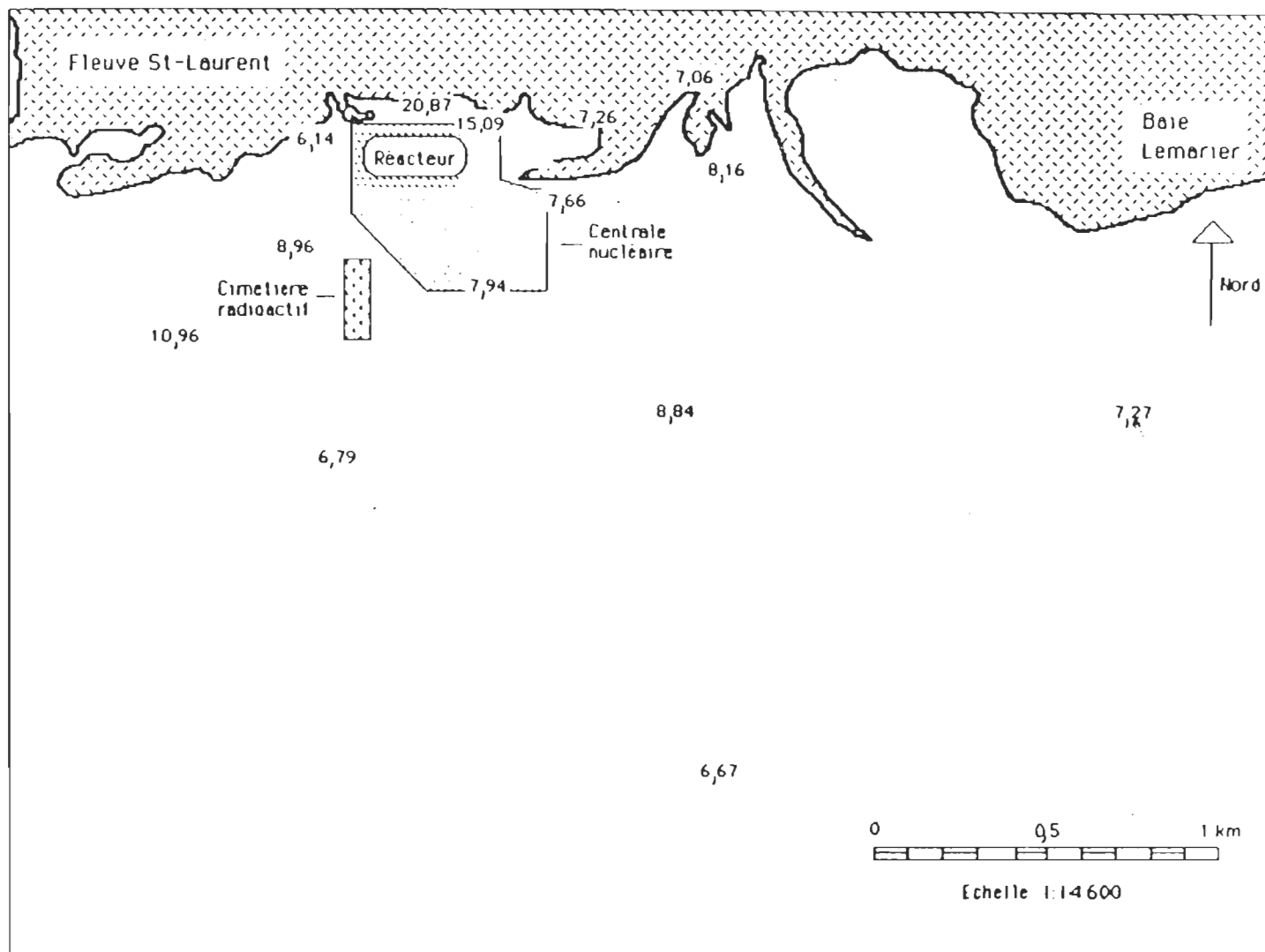


Figure 17; Concentrations de carbone-14 dans la végétation autour de la centrale Gentilly 2 (pCi/g).

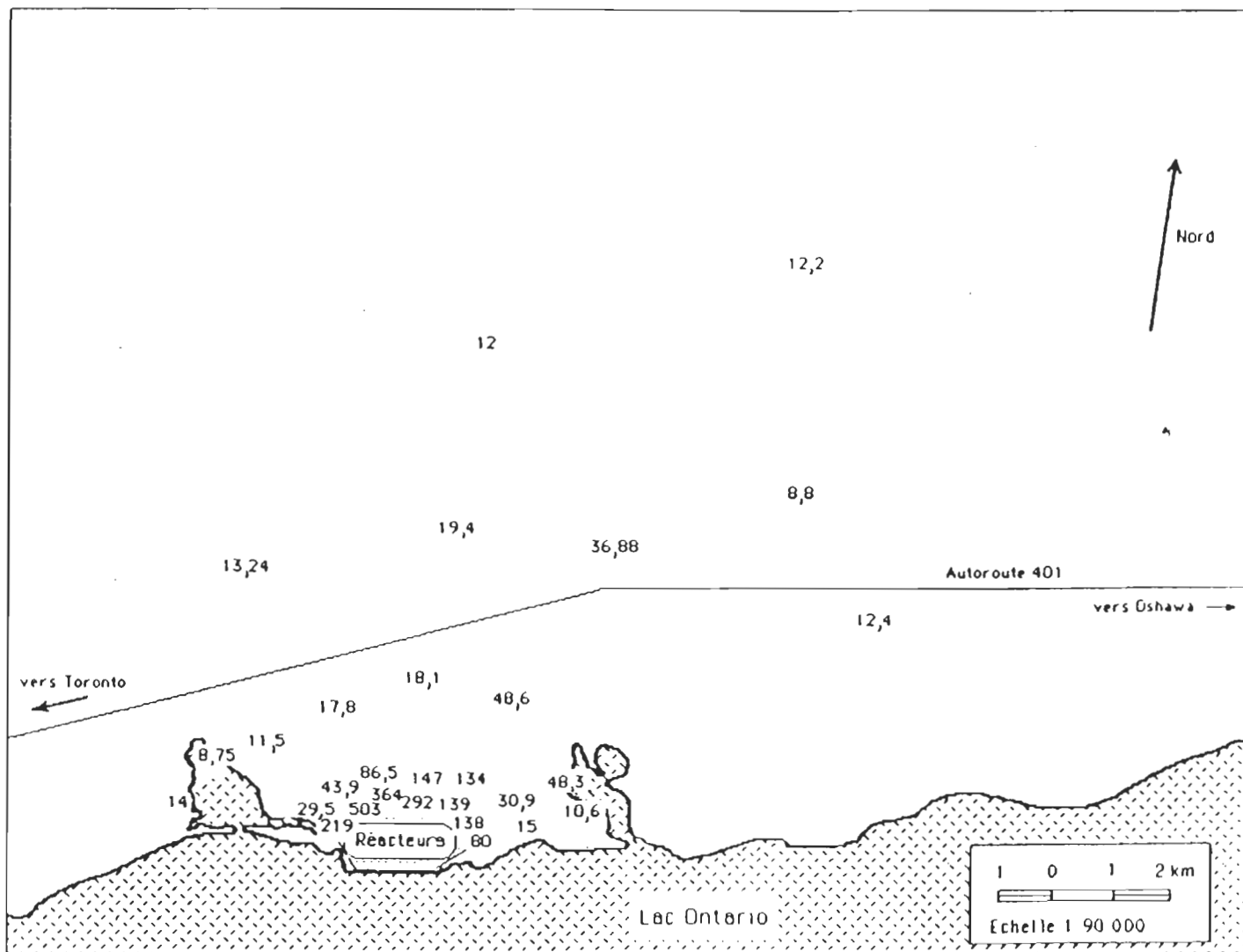


Figure 18; Concentrations de carbone-14 dans la végétation autour de la centrale Pickering (pCi/g).

## Chapitre IV

### Discussion



### 1.1 Tritium dans le sol

Les concentrations de tritium mesurées dans le sol diminuent rapidement en s'éloignant de la source. L'amplitude des valeurs est importante, l'emploi de l'échelle logarithmique en facilite l'interprétation (figure 19).

Selon Pilar (1982), les concentrations descendent au niveau du bruit de fond naturel autour de dix kilomètres. Si nous établissons ce bruit de fond naturel à 80 ut (Hillaire-Marcel et Cause, 1984), ce niveau est atteint à différentes distances de la source selon l'orientation soit à 5,0 km sur l'axe NNO et entre 25 et 30 km pour les axes N, NE et NNE.

L'importance des paramètres environnementaux est déterminée par une analyse par régression multiple (tableau 8). Plus de 58 % de la variabilité du tritium dans le sol peut être expliquée significativement ( $p < 0.05$ ) par une équation comprenant la distance, les pourcentages d'humidité et d'argile dans le sol. Le regroupement de ces trois facteurs prend la forme suivante;

$$\text{Log}[\text{sol}] = 0.289 - 1.32 \text{ Log}[\text{distance}] - 0.556 \text{ Log}[\text{humidité}] + 1.87 \text{ Log}[\text{argile}]$$

$$F \text{ de l'équation} = 5.49 \quad (p < 0.05)$$

Puisque l'humidité et la fraction argileuse sont exprimées en fraction, les valeurs logarithmiques deviennent négatives. La hausse des concentrations de tritium dans le sol s'interprète principalement par un rapprochement vers la source et à un degré moindre, au niveau de la granulométrie, par un taux d'argile élevé ou par une baisse de

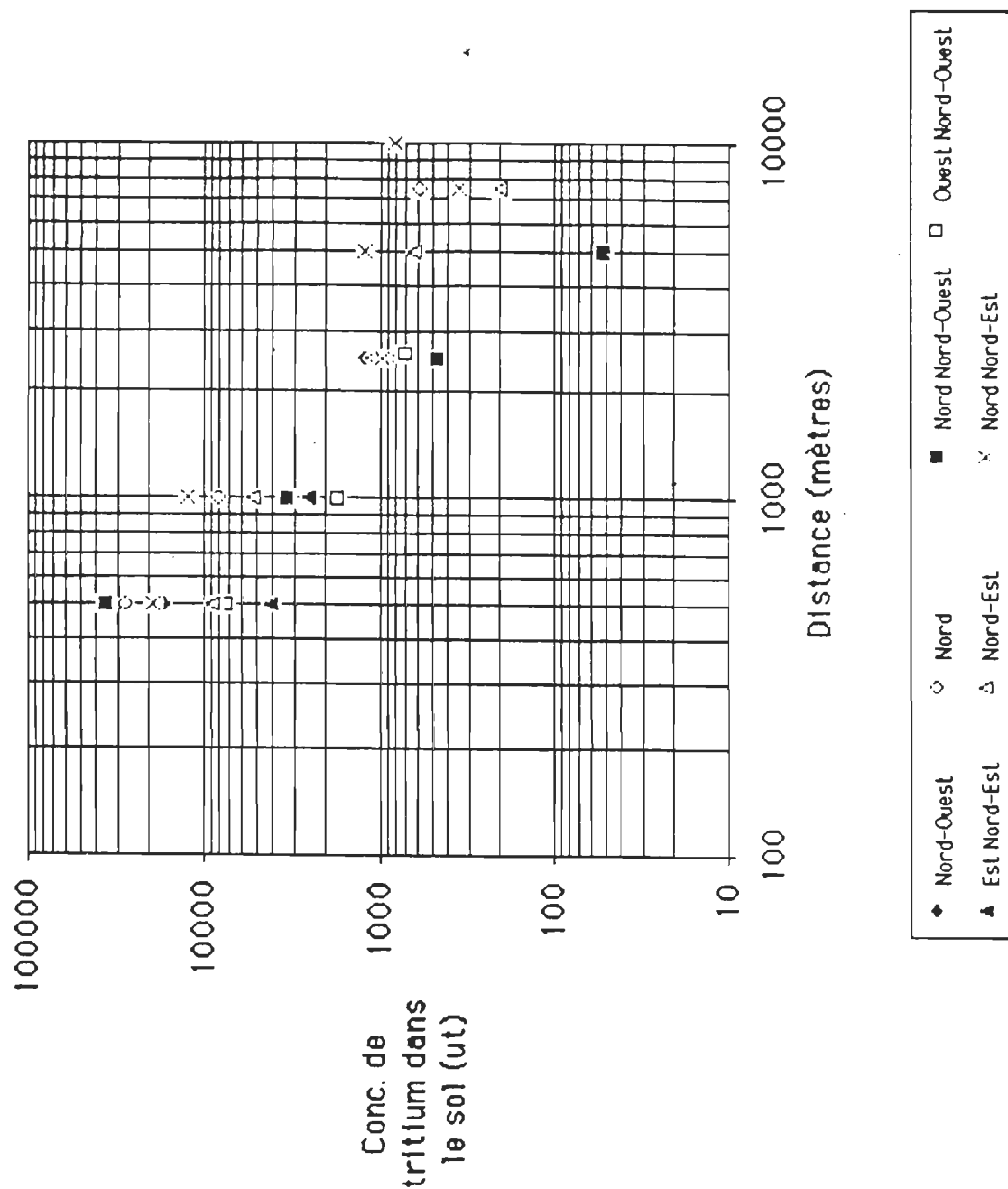


Figure 19; Variation des concentrations de tritium du sol selon la distance (Pickering).

l'humidité. La distance est de loin le paramètre dominant puisqu'il explique à lui seul plus de 49 % de la variabilité du tritium mesuré dans le sol (tableau 8).

Selon Miettinen (1979), le rôle des particules argileuses est particulièrement important. Une forte rétention d'eau lors de l'évapotranspiration du sol entraîne un fractionnement isotopique. L'accumulation des isotopes lourds vers l'état physique stable provoque un enrichissement de l'eau du sol ( $^3\text{H}/^1\text{H}$  plus élevé) et un appauvrissement de l'eau évaporée ( $^3\text{H}/^1\text{H}$  abaissé).

Les travaux de McFarlane (1976) ont signalé une forme de discrimination des atomes tritiés lors des échanges entre les ions hydrogène de l'eau et l'argile. Cependant, il est difficile d'établir précisément les effets, puisque les déplacements de l'eau tritiée ne seraient pas toujours identiques à ceux de l'eau.

De plus, la quantité d'eau dans le sol diminue lors de l'évaporation et entraîne ainsi un enrichissement du sol en tritium. Cependant, le facteur humidité demeure négligeable puisqu'il n'explique que 1,2% de variabilité du tritium mesuré dans le sol.

Tableau 8; Analyse des concentrations de tritium dans le sol par régression multiple des paramètres environnementaux.

Paramètres	Pente	F	P	R <sup>2</sup>	Changement du R <sup>2</sup>
Distance	-1,320	17,42	***	0,494	0,494
Dominance des vents	0,781	3,61	ns	0,511	0,017
Humidité	-0,556	5,38	*	0,523	0,012
Sable	0,734	1,71	ns	0,533	0,010
Argile	1,871	4,46	*	0,617	0,074

$F = \frac{\text{Variation expliquée par la régression multiple}}{\text{Variation résiduelle}}$

$R^2 = \frac{\text{Variation expliquée par la régression multiple}}{\text{Variation totale}}$

P: \*\*\* = < 0,001      \* = < 0,05      ns= non significatif

## 1.2 Tritium libre dans la végétation.

Le potentiel concentrateur de la végétation mentionné dans plusieurs études dont celles de Mcfarlane (1976) et du NCRP (1978) est confirmé par nos résultats (tableau 5). Généralement, les concentrations de tritium mesurées à l'intérieur des fruits excèdent celles du sol d'un facteur variant entre 1 et 33. Plus les concentrations sont faibles, soit au niveau du bruit de fond naturel, plus ce facteur est élevé.

Cependant quelques exceptions à cette règle nous obligent à considérer la nature des échantillons afin d'établir si le facteur concentrateur est différent. Les échantillons de végétation ont été divisés en trois catégories; les graminées, les pommes et les petits fruits (prunes, aubépines, merises, etc.).

Un facteur de concentration équivalent au rapport des mesures de la végétation et du sol ( $F_c = [\text{vég.}] / [\text{sol}]$ ) est déterminé pour chacune des stations d'échantillonnage. Un test de variance non paramétrique (Kruskal-Wallis) nous indique que le facteur de concentration n'est pas identique ( $p < 0,05$ ) pour ces trois groupes de fruits. Cette distinction du type d'échantillon sera exploitée lors des analyses par régression multiple des facteurs environnementaux.

A l'intérieur des tissus végétaux, les molécules d'eau se présentent sous deux formes selon leur liaison avec la matière organique. L'eau libre, en échange continu avec l'humidité ambiante, est extraite de l'échantillon par une simple distillation. La concentration de tritium mesurée dans l'eau libre correspond à la contamination récente (tableau 5). Selon Elwood (1971) et Mcfarlane (1976), plus de 80% de l'eau à l'intérieur de la plante ne serait pas liée à la matière organique. De plus, le temps de résidence ne dépasserait pas 4 à 5 jours.

Tableau 9; Moyennes des facteurs de concentration pour les différents groupes végétaux.

Type de fruits	Nb	Fc	écart type	Min.	Max.
Tritium libre dans la végétation					
Graminées	5	0,88	0,313	0,45	1,32
Pommes	3	1,23	0,340	0,90	1,58
Petits fruits	22	5,44	7,023	1,29	33,75
Tritium lié à la matière organique					
Graminées	5	1,73	0,709	1,03	2,56
Pommes	3	1,40	0,352	1,06	1,73
Petits fruits	22	3,83	3,760	1,00	18,73

A l'instar des résultats précédents, les concentrations de tritium mesurées dans l'eau libre des fruits sont très élevées près de la source et diminuent rapidement en s'éloignant de la centrale. Pour l'ensemble des échantillons, les valeurs surpassent celles du sol, par contre l'évolution selon la distance est comparable (figure 20).

Les points encadrés représentent le dosage d'une graminée ou d'une pomme. Leurs positions sur leurs droites respectives semblent légèrement abaissées et s'expliquent par un potentiel concentrateur inférieur à celui des petits fruits. Le bruit de fond naturel des concentrations dans la végétation varie selon les espèces et ne peut être comparé à celui de l'eau de pluie.

Les travaux de Kline *et al* (1974) ont démontré l'importance de l'habitat lors de l'absorption du tritium par les plantes. Une analyse par régression multiple des paramètres environnementaux permet d'expliquer 63 % de la variabilité de nos résultats (tableau 10). Le facteur important demeure la distance à laquelle s'ajoute la nature des fruits mesurés. Le faible potentiel concentrateur (Fc) des graminées exige l'addition d'une constante négative dans le calcul des concentrations. La séparation des échantillons selon la nature des fruits mène à une double équation;

$$\text{les graminées} \quad \text{Log}[\text{vég.}] = 5,208 - 1,173 \text{ Log}[\text{distance}] - 0,453$$

$$\text{ou} \quad \text{Log}[\text{vég.}] = 4,755 - 1,173 \text{ Log}[\text{distance}]$$

$$\text{les autres fruits} \quad \text{Log}[\text{vég.}] = 5,208 - 1,173 \text{ Log}[\text{distance}]$$

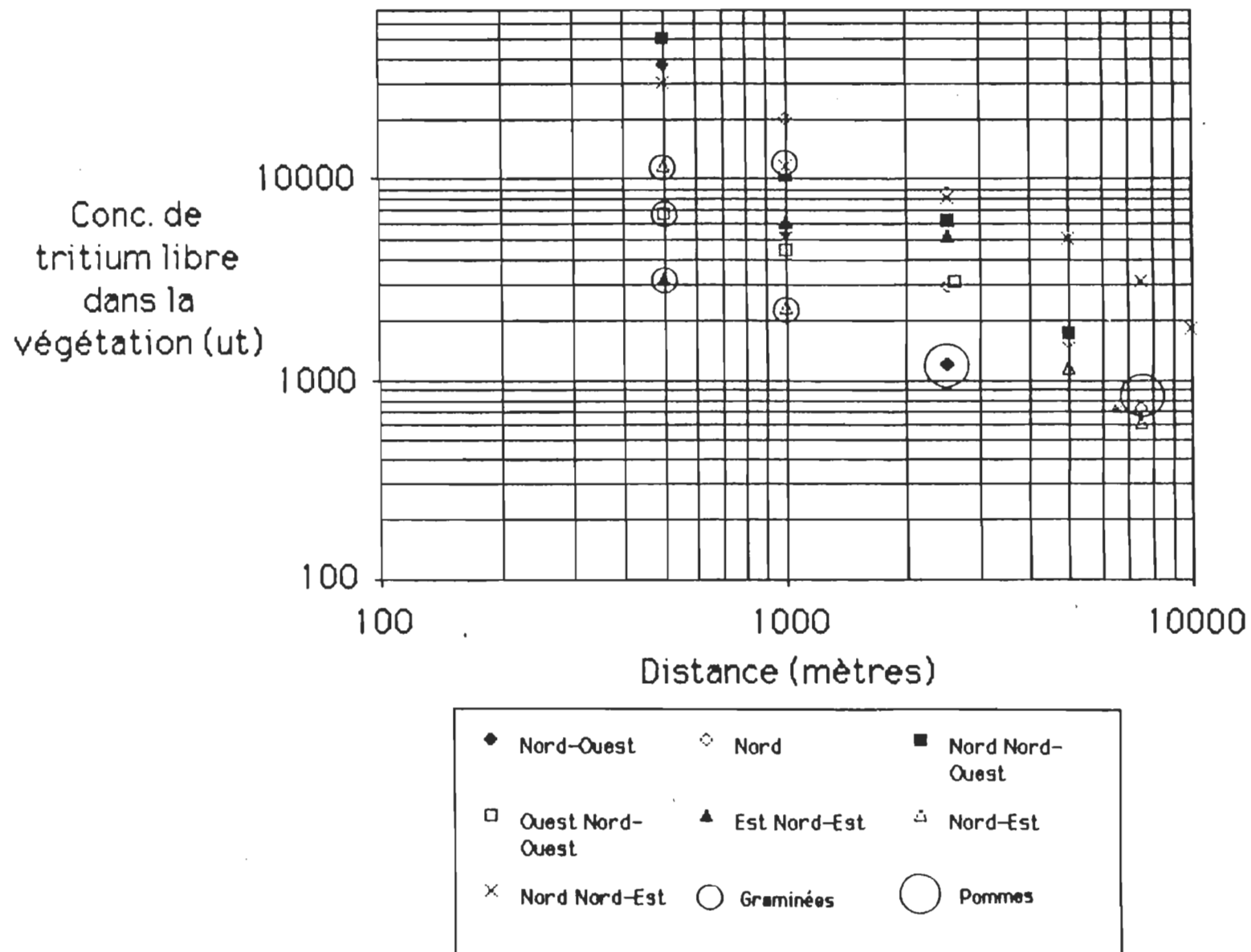


Figure 20; Variation des concentrations de tritium libre dans la végétation selon la distance (Pickering).



La différence ( $-0,453$ ) entre l'équation des graminées et celle des autres fruits est significative ( $p < 0,01$ ). La nature de l'échantillon explique 6.9 % de la variabilité du tritium libre mesuré dans les fruits. Cependant la granulométrie ne semble pas affectée significativement ( $p > 0,05$ ) la variabilité de nos résultats. Selon Kline *et al* (1974) la texture et l'humidité du sol contrôle l'ouverture des stomates donc une partie de l'absorption foliaire. Bien que la contamination provenant du sol soit supérieure, la fixation aérienne demeure importante et l'échantillonnage des fruits réduit considérablement son influence.

Tableau 10 : Analyse des concentrations de tritium libre dans la végétation par régression multiple des paramètres environnementaux.

Paramètres	Pente	F	P	R <sup>2</sup>	Changement du R <sup>2</sup>
Distance	-1,173	54,78	***	0,568	0,568
Dominance du vent	-0,182	0,54	ns	0,609	0,041
Humidité	-1,682	1,95	ns	0,649	0,040
Sable	-0,303	0,47	ns	0,667	0,017
Argile	0,181	0,17	ns	0,669	0,002
Ajustement dû à la nature de l'échantillon.					
Graminées	-0,453	5,77	**	0,738	0,069
Pommes	-0,272	1,93	ns	0,755	0,017

$$F = \frac{\text{Variation expliquée par la régression multiple}}{\text{Variation résiduelle}}$$

$$R^2 = \frac{\text{Variation expliquée par la régression multiple}}{\text{Variation totale}}$$

P: \*\*\* < 0,001      \*\* < 0,01      \* < 0,05      ns= non significatif

### 1.3 Tritium lié à la matière organique

Les concentrations de tritium lié à la matière organique représentent la contamination à long terme de la végétation. L'eau modifiée par des réactions chimiques se caractérise par un temps de résidence élevé. Selon Elwood (1971), plus de 20% de l'eau de la végétation est liée à la cellulose et réside à l'intérieur de la plante jusqu'au tiers de sa croissance.

Les résultats sont sensiblement les mêmes que ceux mesurés pour l'eau libre (tableau 5). La différence des mesures selon les axes d'orientation est une fois de plus importante. Les concentrations très élevées près de la source diminuent rapidement lorsque la distance s'accroît (figure 21). Les fortes concentrations mesurées à 0,5 km sont réduites au moins de moitié à 1,0 km et au dixième à 2,5 km. En s'éloignant de la centrale, elles diminuent lentement.

Ces mesures de tritium lié de la végétation sont plus représentatives de la contamination de la centrale. Des paramètres environnementaux, seul la distance explique significativement ( $p < 0,001$ ) la variabilité des résultats obtenus. Les autres facteurs ne semblent pas influencés la présence de tritium dans la cellulose et les sucres. Une analyse par régression multiple des paramètres environnementaux (tableau 11) nous permet de simplifier le calcul de la concentration de tritium lié à la matière organique.

$$\text{Log[tritium lié]} = 3,45 - 1,04 \text{ Log[distance]} \quad F = 81,07 \text{ (} p < 0,001 \text{)}$$

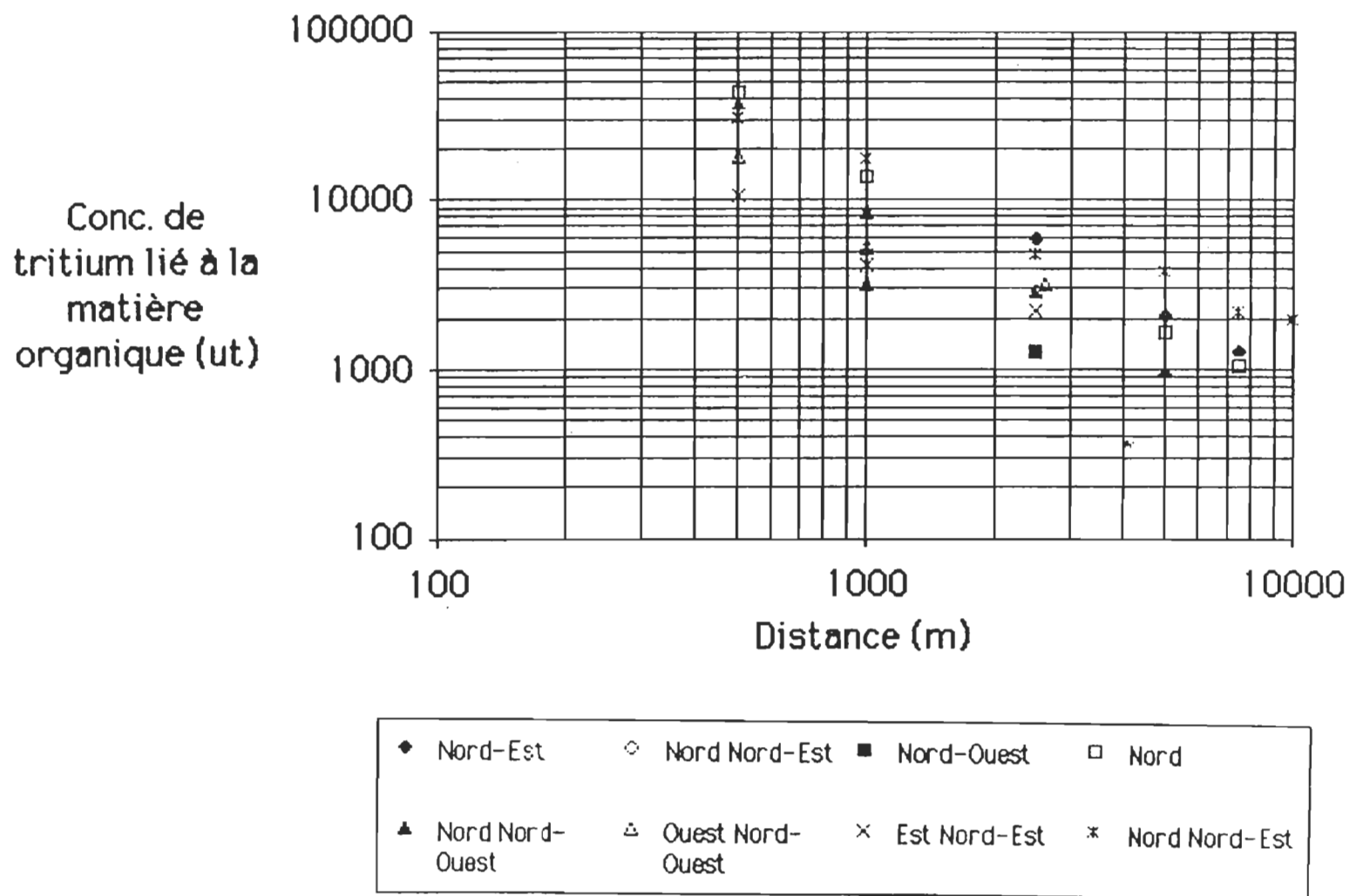


Figure 21; Variation des concentrations de tritium lié à la matière organique selon la distance (Pickering).

Tableau 11: Analyse des concentrations de tritium lié à la matière organique par une régression multiple des paramètres environnementaux.

Paramètres	Pente	F *	P	R <sup>2</sup>	Changement de R <sup>2</sup>
Distance	-1,044	59,90	***	0,743	0,743
Direction du vent	-1,621	0,56	ns	0,746	0,003
Humidité	-0,152	2,09	ns	0,748	0,002
Sable	0,116	0,09	ns	0,758	0,010
Argile	0,625	2,61	ns	0,783	0,025
Ajustement dû à la nature de l'échantillon					
Graminées	-0,053	0,11	ns	0,786	0,003
Pommes	-1.97	1,32	ns	0,791	0,005

$$F = \frac{\text{Variation expliquée par la régression multiple}}{\text{Variation résiduelle}}$$

$$R^2 = \frac{\text{Variation expliquée par la régression multiple}}{\text{Variation Totale}}$$

Cette équation explique plus de 74 % de la variabilité du tritium. Ce type de mesure, étroitement liée à la distance ( $r^2=0,74$ ,  $F=81.07$ ) devient un meilleur indicateur de la contamination générale que les mesures précédentes.

Le tritium fixé par les plantes provient principalement du sol. Les concentrations en tritium de la végétation et du sol sont fortement reliées ( $p < 0,001$ ) mais varient légèrement selon la forme d'eau prélevée.

La forte corrélation ( $R = 0,91$ ) entre les concentrations de tritium lié à la matière organique et celles du sol est facilement observable par la position des points de la droite (figure 22). En effet, les résultats de tritium lié sont groupés et s'alignent pour former une variation régulière; par contre les concentrations de tritium libre se situent de part et d'autre de cette droite et montre un coefficient de corrélation plus faible ( $R = 0,79$ ). Les équations de ces droites sont les suivantes;

$$\text{Log[tritium libre]} = 0,726 + 0,612 \text{ Log[sol]}$$

$$\text{Log[tritium lié]} = 0,663 + 0,662 \text{ Log[sol]}$$

Les tests de t effectués sur la pente ( $t=0,489$ ) et sur la position ( $t=0,977$ ) nous indiquent qu'il n'y a pas de différence significative entre ces deux droites ( $p > 0,05$ ). Les résultats que nous avons obtenus dénotent une meilleure stabilité de la contamination à long terme en plus d'être étroitement liée avec le tritium mesuré dans le sol ou avec la distance. D'autre part, la contamination à court terme doit considérer la nature des fruits échantillonnés et demeure moins représentative.

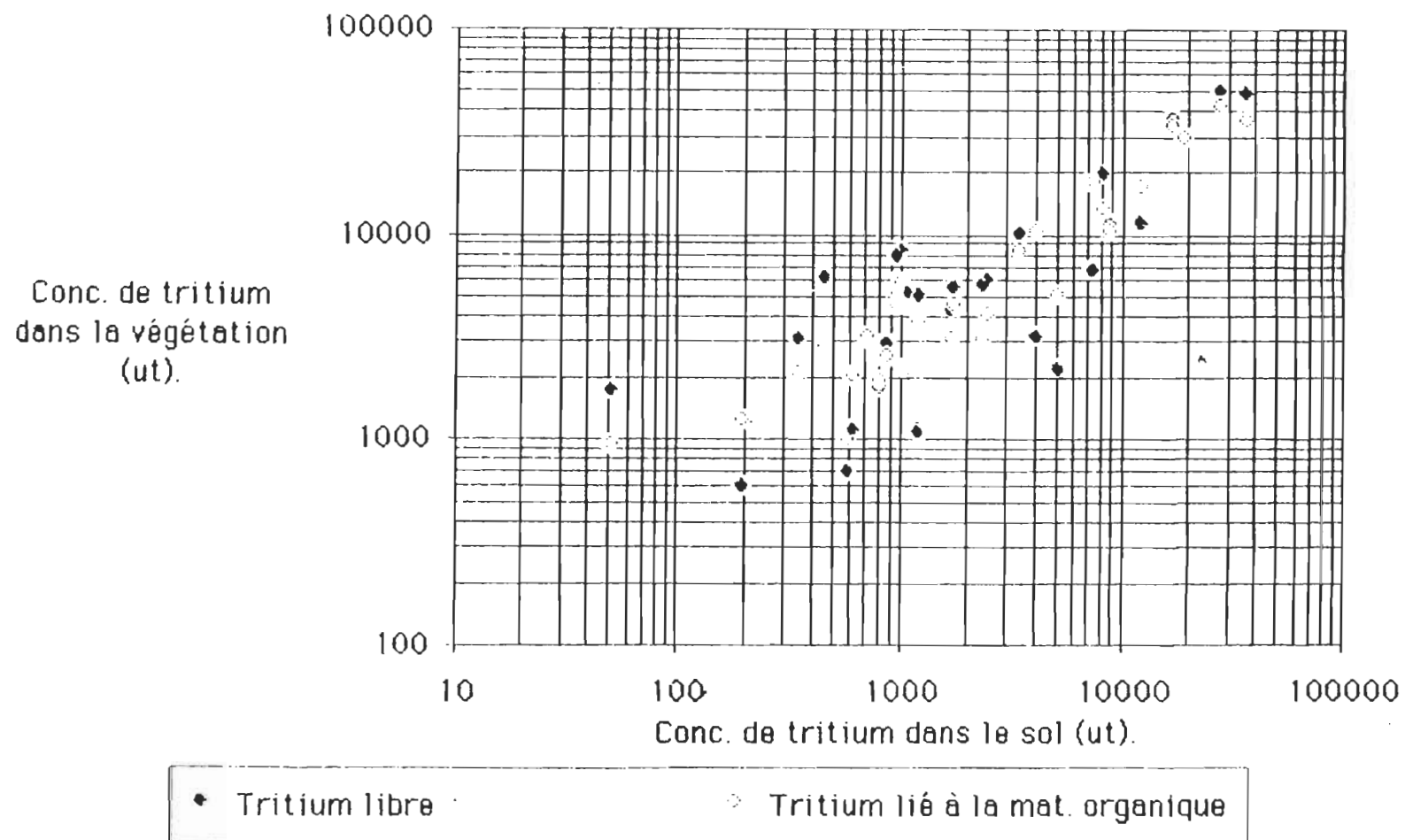


Figure 22; Relation des concentrations de tritium dans le sol et dans la végétation (Pickering).

## 2. Carbone-14

Selon Pilar (1982) et Neil (1983), la dispersion du carbone-14 autour de la centrale nucléaire se fait sous formes gazeuses ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{C}_2\text{H}_6$ ). L'assimilation du gaz carbonique par les plantes se produit au niveau des feuilles et sert à la formation des sucres et des lipides retrouvés en grande partie dans les fruits. Puisque le carbone-14 ne se dépose pas comme le tritium, sa présence dans le sol est causée principalement par la décomposition de la litière. Sa réintroduction dans l'écosystème est liée à celle des composés carboniques. Le transport du carbone-14 dans le sol demeure méconnu.

Les concentrations de carbone-14 (tableau 12) sont exprimées en pCi par gramme de carbone mesuré. Les fortes concentrations retrouvées à 0,5km diminuent rapidement en s'éloignant de la source et cette diminution est comparable à celle du tritium, les valeurs maximales surpassent de 50 à 60 fois les valeurs minimales (figure 18).

Tout comme le tritium, le bruit de fond naturel du carbone, 6,13 pCi/g (Killough 1978), est atteint à différentes distances de la source selon l'orientation.



Tableau 12; Concentrations de tritium et de carbone-14 mesurées à Pickering.

Stations		Tritium du sol (pCi/ml)	Tritium libre végétation (pCi/ml)	Tritium lié végétation (pCi/ml)	Carbone-14 (pCi/g)
NO	0,5	54,55	119,36	110,08	502,85
N	0,5	88,98	161,32	138,45	292,13
NNO	0,5	117,28	160,73	117,63	363,69
ONO	0,5	24,00	21,93	58,20	218,51
ENE	0,5	13,22	10,43	33,89	79,86
NE	0,5	28,32	37,35	34,38	138,36
NNE	0,5	61,00	96,37	96,52	139,17
ENE	1,0	8,02	19,44	13,42	15,11
N	1,0	26,02	63,52	44,06	146,90
ONO	1,0	5,53	14,29	10,23	29,52
NE	1,0	16,41	7,36	16,84	30,89
NNO	1,0	10,96	33,34	27,37	86,51
NO	1,0	5,70	17,93	15,06	43,85
NNE	1,0	3,28	37,13	56,21	134,39
N	2,5	2,81	9,58	8,35	18,07
ENE	2,5	3,50	17,06	7,19	10,61
NE	2,5	3,23	27,38	19,22	48,26
NNE	2,5	3,10	25,86	14,93	48,55
ONO	2,6	2,32	10,17	10,32	8,75
NO	2,5	3,91	3,54	4,15	11,46
NNO	2,5	1,49	20,04	9,31	17,76
O	3,0	7,58	18,63	10,06	13,98
NE	5,0	2,00	3,68	6,74	-
NNO	5,0	0,17	5,62	3,12	13,24
NNE	5,0	3,92	16,41	12,19	36,88
N	5,0	3,94	5,06	5,30	19,43
NE	7,5	0,64	1,96	4,08	8,81
N	7,5	1,91	2,32	3,31	12,04
NNE	7,5	1,12	10,21	6,86	12,44
NNE10,0		2,63	5,83	6,35	12,23

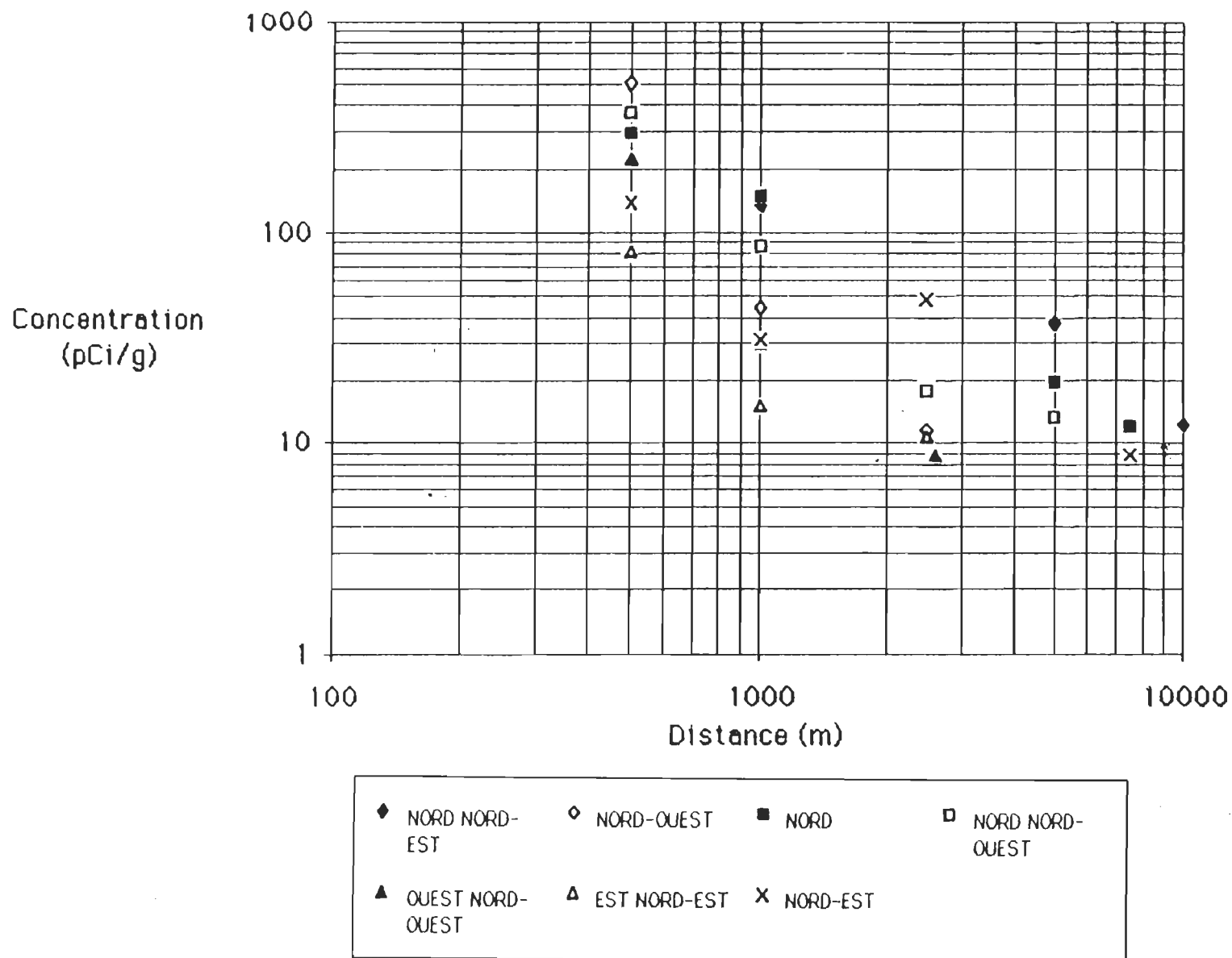


Figure 23; Variations du carbone-14 selon la distance (Pickering).

Même si le transport du gaz carbonique diffère de la vapeur d'eau tritiée, leur dispersion respective est comparable. Nos résultats confirment ceux de Pilar (1982) et de Neil (1983).

Une analyse des paramètres environnementaux (tableau 13) nous indique que la variabilité des concentrations de carbone-14 est principalement expliquée par la distance (42,8%) et par la dominance du vent (8,6%).

$$\text{Log}[^{14}\text{C}] = -5,46 - 1,26 \text{ Log}[\text{distance}] - 1,2 \text{ Log}[\text{dom. du vent}] \quad F = 14,21$$

Cette équation explique significativement ( $p < 0,05$ ) à peine 51,3% de la variabilité. La dominance du vent semble avoir un effet de dilution puisqu'un pourcentage de transport élevé entraîne une diminution de la concentration dans la végétation. Ainsi le vent qui souffle dans une direction pourrait se mélanger aux masses d'air autour de la centrale et ainsi abaisser le rapport  $^{14}\text{CO}_2/^{12}\text{CO}_2$  qui sera fixé par les plantes.

Afin d'établir une comparaison entre la contamination à long terme du tritium et celle du carbone-14, les unités de mesure du tritium ont été transposées en pCi/ml d'eau alors que  $1000 \text{ ut} = 3,25 \text{ pCi/ml}$  (tableau 12).

Comme nous l'avons déjà mentionné, les réductions des concentrations de tritium et de carbone-14 selon la distance sont du même ordre et se forment ainsi:

Tableau 13; Analyse des concentrations de carbone-14 par une régression multiple des paramètres environnementaux.

Paramètres	Pente	F	P	R <sup>2</sup>	Changement du R <sup>2</sup>
Distance	-1,259	12,42	***	0,428	0,428
Direction du vent	-1,203	4,810	*	0,514	0,086
Humidité	-0,185	0,482	ns	0,521	0,007
Sable	-0,793	0,657	ns	0,537	0,016
Argile	-0,225	0,052	ns	0,538	0,001
Ajustement dû à la nature de l'échantillon					
Graminées	0,401	0,921	ns	0,558	0,020
Pommes	0,552	0,016	ns	0,059	0,001

$F = \frac{\text{Variation expliquée par la régression multiple}}{\text{Variation résiduelle}}$

$R^2 = \frac{\text{Variation expliquée par la régression multiple}}{\text{Variation Totale}}$

P: \*\*\* =  $P < 0,001$

\* =  $P < 0,05$

ns = non significatif

$$\text{Log}[\text{tritium lié}] = 4,367 - 0,972 \text{ Log}[\text{distance}]$$

$$\text{Log}[\text{carbone-14}] = 4,84 - 0,995 \log[\text{distance}]$$

Une analyse plus approfondie nous permet d'affirmer ( $p < 0,05$ ) que les pentes de ces fonctions, illustrée à la figure 24, ne sont pas significativement différentes ( $t = 0,29$ ). De plus les coefficients de corrélation de ces deux fonctions sont très rapprochés (0,81 et 0,86); par contre, les concentrations de carbone-14 dépassent celles du tritium. La position des droites étant différentes ( $t = 2,08$ ), l'apparence générale de la répartition spatiale du carbone-14 se compare à celle des mesures à long terme du tritium mais se distingue par des valeurs plus élevées.

Le phénomène de lessivage des masses de vapeur d'eau par les précipitations autour de la centrale nucléaire ne semble pas affecter la déposition du tritium puisque sa régression n'est pas significativement différente de celle du carbone-14.



### Conclusion

Une centrale nucléaire rejette plusieurs radioéléments dans l'environnement. Au Canada, le réacteur Candu produit une quantité non négligeable de tritium provenant principalement de l'eau lourde du modérateur ou du système de refroidissement. Longtemps sous-estimé, le carbone-14 préoccupe les autorités canadiennes depuis quelques années. Sa dégradation est ralentie par une demi-vie radioactive qui atteint 5 730 années. L'introduction de ces deux radioisotopes dans la chaîne alimentaire est facilitée par le mode de transport sous forme de vapeur d'eau ou de gaz carbonique.

La méthode employée pour transformer les échantillons de végétation en gaz carbonique s'est avérée rapide et efficace. Moins précise que la synthèse du benzène, elle s'intègre plus facilement à un programme de surveillance environnementale. L'absence de contamination à l'intérieur des laboratoires d'Hydro-Québec nous a facilité le dosage du tritium provenant de la matière organique.

Les concentrations de tritium mesurées dans le sol ou dans la végétation autour d'une centrale sont liées à plusieurs facteurs dont l'importance du rejet. Les résultats observés à Pte-Lepreau et à Gentilly témoignent d'une faible contamination due à une mise en opération récente. Une répartition spatiale bien définie exige plusieurs années de rejet. Or, il a été possible d'établir des relations entre la variabilité du tritium et des paramètres environnementaux pour la région de Pickering. En général, les concentrations de tritium sont liées à la distance, les valeurs élevées étant localisées près de la source. La déposition et la fixation de ce radioélément se fait en grande partie près de la centrale.

L'analyse par régression multiple de quelques facteurs environnementaux permet de formuler le calcul théorique des concentrations par des équations. Ainsi, les pourcentages d'argile et d'humidité du sol expliquent une faible partie de la variabilité du tritium mesuré dans le sol. L'influence de la fraction argileuse se présente sous forme



d'une discrimination lors des liaisons avec les colloïdes ou d'un fractionnement isotopique causé par l'évaporation de l'eau du sol.

La variation du dosage de l'eau libre dans la végétation est en partie expliquée par la nature de l'échantillon. Les concentrations supérieures mesurées dans les fruits démontrent le potentiel concentrateur de la végétation qui varie selon la nature de l'échantillon. Une analyse de variance nous a permis de séparer l'ensemble des échantillons en trois groupes distincts; les graminées, les pommes et les petits fruits. Ainsi, la nature de l'échantillon explique 6,9% de la variabilité des concentrations de tritium libre dans la végétation puisque les petits fruits concentrent respectivement 6,16 et 4,43 fois plus de tritium libre que les graminées et les pommes.

L'évaluation des concentrations de tritium lié à la matière organique se base sur un seul facteur, la distance, mais explique plus de 74% de la variabilité. Cette mesure de la contamination à long terme est plus représentative que les précédentes. Cependant, l'extraction de l'eau provenant de la matière organique est laborieuse et sujet à une contamination environnante.

La dominance du vent s'ajoute à la distance pour expliquer une partie de la variabilité du carbone-14 mesurée autour de la centrale Pickering. En théorie, la direction du vent est étroitement liée à la répartition spatiale des concentrations. Selon M. Neil d'Hydro-Ontario, l'influence du lac Ontario est importante dans la région de Pickering. Généralement, les masses d'air provenant du lac pénètrent jusqu'à un kilomètre avant d'être emportées par les vents continentaux qui soufflent principalement vers l'est. Cette description correspond aux répartitions spatiales des concentrations de tritium et de carbone-14 mesurées dans cette région.

Par contre les rejets de carbone-14 sous forme de gaz sont dilués par le vent.

Nous observons de fortes concentrations près de la centrale, très différentes selon les axes d'orientation. En s'éloignant de la source, le nivellement des résultats s'explique par le potentiel de dilution du vent. Bien que les précipitations affectent moins la déposition du carbone-14, celle-ci se compare à celle du tritium.

Certaines concentrations de carbone-14 mesurées à Gentilly sont nettement plus élevées que le bruit de fond naturel, 6,13 pCi/g (Killough 1974) et témoignent des activités antérieures ou du remisage de Gentilly 1.

Selon Kabat (1980) la dose limite de  $^{14}\text{C}$  pour un individu a été fixée à 5 rem/an.

L'établissement de la dose équivalente prend la forme suivante:

$$\text{Dose (rem/an)} = \text{consommation journalière (g/jr)} \times \text{carbone/produit frais (g/g)} \times [\text{carbone-14}] (\text{pCi/g}) \times 1,91 \times 10^{-3} (\text{rem}/\mu\text{Ci}) \times 10^{-6} (\mu\text{Ci/pCi}) \times 365 (\text{jr/an})$$

La présence du carbone varie selon les composés:

Protéines: 50% C, 7% H et 20% O

Lipides: 76% C, 12% H et 12% O

Hydrates de carbones: 44% C, 6% H et 50% O (Kabat 1980)

Les pommes et les prunes ne contiennent ni protéines ni lipides. Une pomme de 150g

correspond à 18g d'hydrates de carbone ou 7,92g de C. Une prune de 60g possède 7g d'hydrates de carbone ou 3.08g de C (Dubuc, Caron et Lahaie, 1973). En considérant la consommation journalière d'une pomme (150g) ou de prunes (120g) nous obtenons les doses suivantes;

Pomme (0,5km; 139,17 pCi/g) équivaut à  $7,68 \times 10^{-4}$  rem/an

Pomme (2,5km; 11,46 pCi/g) équivaut à  $6,5 \times 10^{-5}$  rem/an

Prunes (0,5km; 502,9 pCi/g) équivaut à  $2,5 \times 10^{-3}$  rem/an

Prunes (0,5 km; 363,8pCi/g) équivaut à  $1,81 \times 10^{-3}$  rem/an

Evidemment ce genre d'exercice demeure hypothétique et fort improbable puisque la région échantillonnée n'est pas vouée à la culture de ces fruits. Il est quand même intéressant de comparer ces résultats aux données théoriques. La dose limite de carbone-14 (5 rem/an) pour un individu représente la contamination provenant de l'ingestion totale et de l'inhalation. Bien que les doses équivalentes calculées soit nettement inférieures à la dose limite, le suivi environnemental du carbone-14 demeure nécessaire et prioritaire.

Ce travail résume des études effectuées en laboratoire et sur le terrain. L'expérimentation en laboratoire est facilitée par l'emploi de concentrations plus élevées que celles retrouvées dans l'environnement. De plus, l'importance de la source et les facteurs analysés sont contrôlés. La faible activité des radioéléments mesurés dans l'environnement exige une attention spéciale lors de l'échantillonnage. L'efficacité des méthodes d'extraction et les conditions de mesures deviennent très importantes.

Idéalement, une étude de ce genre se limite à une centrale nucléaire et possède plusieurs stations d'échantillonnage. Quelques paramètres environnementaux peuvent s'ajouter tels que le pH du sol, l'humidité ambiante, les mesures de précipitations et un

choix varié d'échantillons.

### Bibliographie

- ADAMS, L.W., Peterle, T.J., White, G.C., 1979, Tritium behavior in aquatic plants and animals in a freshwater marsh ecosystem, International Atomic Energy Agency, IAEA-SM-232/50, pp.231-243.
- ANDERSON, E.C., Arnold, J.R., Libby, W.F., 1951, Measurement of low level radiocarbon, The review of Scientific Instruments, vol.22, no.4, pp.225-230.
- BARRETTE, L., Lasalle, P., Martel, Y., Samson, C., 1980, Variations of  $^{14}\text{C}$  in oats grown from 1957 to 1978 in Quebec, Radiocarbon, vol.22, no.2, pp.410-414.
- BELLUOMINI, G., Delfino, A., Manfra, L., Petrone, V., 1978, Benzene synthesis for radiocarbon dating and study of the catalyst used for acetylen trimerization, Pergamon press, vol.29, pp.453-459.
- BROWN, R.M., 1970, Isotope hydrology 1970, International Atomic Energy Agency, IAEA-SM-129/1, 21p.
- BROWN, R.M., 1979, Environmental tritium in trees, Atomic Energy of Canada ltd, IAEA-SM-232/44, pp.405-418.
- BRYANT, R.M., 1964, Method of estimation of the dispersion of windblown materials and data to assist in their application, Report no. AHSB(RP)R-42, United Kingdom Atomic Energy authority, England.
- BUTLER, H.L., Leroy, J.H., 1965, Observation of biological half life of tritium, Health Physics, Pergamon press. vol.11, pp.283-285.
- CAPUT, C., Guenot, J., Belot, Y., Bourdeau, F., 1981, Méthodologie de la mesure des émissions de carbone-14 rejeté dans l'atmosphère par les centrales nucléaires françaises, International Atomic Energy Agency, IAEA-SM-257/30, 8p.
- CARLSTON, C.W., 1964, Use of tritium in hydrologic research: problems and limitations, International Association of Scientific Hydrology, no.3, pp.37-42.
- CHAMBERLAIN, A.C., Eggleton, A.E.J., 1964, Washout of tritiated water vapour by rain, International Journal of Air and Water Pollution, Pergamon press, vol.8, pp.135-149
- CHORNEY, W., Souilly, N.J., Duttar, H.J., 1965, Radiation effects of carbon-14 and tritium on growth of soybeans, Radiation Botany, vol.5, pp.257-263.
- CLEGG, B., Koranda, J., Hadley, G., 1972, A system for correlating tritium oxide transport in vegetation with micrometeorological variables, Trans Nord Sciences, vol.N5-19, pp.181-183
- CLINE, U.F., 1953, Absorption and metabolism of tritium oxide and tritium gas by bean plants, Plant Physiology, vol.28, pp.717-723.

- ELWOOD, J.W., 1971, Ecological aspects of tritium behavior in the environment, Nuclear Safety, vol.12, no.4, pp.326-337.
- GLYMM, P., 1982, Le transfert au sol du  $^{14}\text{CO}_2$  en fonction de la latitude, Thèse M.Sc. UQAM, Annexe technique, pp.66-94.
- HABAYED, M.A., 1983, Immobilization of carbon-14 removal wastes from moderator water, Ontario Hydro Research Division, no.82-555K, 28p.
- HAYES, D.W., Mcmurdo, K.W., 1977, Carbon-14 production by the nuclear industry, Health Physics, Pergamon press, vol.32, pp.215-219.
- HILLAIRE-MARCEL, C., 1981, Paléo-océanographie isotopique des mers post-glaciaires du Québec, Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology, vol.35, pp.63-119.
- HILLAIRE-MARCEL, C., Riser, J., Rognan, P., Petit-Maire, N., Rosso, J.C., Soulie-Marche, I., 1983, Radiocarbon chronology of Holocene hydrologic changes in north eastern Mali, Quaternary research, vol.20, pp.145-164.
- HILLAIRE-MARCEL, C., Causse, C., 1984, Méthodes radiochronologiques, Géochimie isotopique des milieux naturels, UQAM, pp.1-40.
- IYENGAR, T.S., Sarandagani, H.S., Vaye, P.K., Soman, S.D., 1976, Tritium transfer pathways in the aquatic plant *Hydrilla verticellata*, Current Science, vol.45, no.24, pp.846-850.
- JOHNSON, J.E., Beven, B., Bard, S.T., 1977, Tritium in tropospheric water vapor, Health Physics, Pergamon press, vol.33, pp.333-336.
- JORDAN, C.F., Koranda, J.J., Kline, J.R., Martin, J.R., 1970, Tritium movements in a tropical ecosystem, Bioscience, vol.20, no.14, pp.807-812.
- KABAT, M.J., 1979, Monitoring and removal of gaseous carbon-14 species, 15<sup>th</sup> DOE Nuclear Air Cleaning conference, 22p.
- KABAT, M.J., 1980, Carbon-14 in Ontario's nuclear stations: Production, system and effluent levels, dosimetry, environmental data, Safety report, 52 p.
- KILLOUGH, G.G., Rohwer, P.S., 1978, A new look of the dosimetry of  $^{14}\text{C}$  released to the atmosphere as carbon dioxide, Health Physics, Pergamon press, vol.34, pp.141-159.
- KIRCHMAN, R., Van den Hoeck, J., Lafontaine, A., 1971, Transfert et incorporation du tritium dans les constituants de l'herbe et du lait, en conditions naturelles, Health Physics, Pergamon press, vol.21, pp.61-66.
- KIRCHMAN, R., Bonotto, S., 1979, Transfert and incorporation of tritium in aquatic organisms, International Atomic Energy Agency, IAEA-SM-232/96, pp.187-203.

- KLINE, J.R., Stewart, M.L., 1974, Tritium uptake and loss in grass vegetation which has been exposed to an atmospheric source of tritiated water, Health Physics, Pergamon press, vol.26, pp.567-573.
- KNOWLES, G.K., 1979, Carbon-14 in reactor plant water, Proceedings of 23th conference of Analytical Chemistry in Energy Technology, pp.87-94.
- KRISHNAMOORTHY, T.M., Iyengar, T/S., Saman, S.D., 1978, Behavior of tritium in the plant domain, International Atomic Energy Agency, IAEA-SM-232/100, pp.385-403.
- LANG, A.R.G., Mason, S.G., 1960, Tritium exchange between cellulose and water: Accessibility measurements and effects of cycling drying, Canadian Journal of Chemistry, vol.38, pp.373-387.
- LEITH, H., 1963, The role of vegetation in the carbon dioxide content of the atmosphere, Journal of Geophysical Research, vol.68, no.13-15, pp.3887-3898.
- LIBBY, W.F., 1965, Radiocarbon dating, Chicago University press, pp.13-51.
- MCPHAIL, S., Barbetti, M., Francey, R., Bird, T., Dolezal, J., 1983,  $^{14}\text{C}$  variations from Tasmanian trees- Preliminary results, Radiocarbon, vol.25, no.3, pp.797-802.
- MCFARLANE, J.C., 1976, Tritium fractionation in plants, Environmental and Experimental Botany, Pergamon press, vol.16, pp.9-14.
- MIETTINEN, J.K., 1979, Transfer and uptake mechanism of tritium in soil, International Atomic Energy Agency, IAEA-SM-232/95, pp.339-359.
- MURPHY, C.E., Corey, J.C., 1976, Absorption of tritiated water vapor from the atmosphere by the needles of pine trees, Radioecology and Energy Resources, ed. Cushing C.E., pp.108-112.
- MURPHY, C.E., Watts, J.R., Corey, J.C., 1977, Environmental tritium transport from atmospheric release of molecular tritium, Health Physics, Pergamon press, vol.33, pp.325-331.
- NAKAYAMA, F.S., Jackson, R.D., 1963, Diffusion of tritiated water in soils, Soil Science Society Proceedings, vol.27, pp.255-262.
- NCRP, 1976, Tritium measurements techniques, National Council of Radiation Protection and Measurements, NCRP no.47, 62 p.
- NCRP, 1978, Tritium in the environment, National Council of Radiation Protection and Measurements, NCRP no.62, 45 p.
- NEIL, B.C.J., Pilar, G.J., 1983, Carbon-14 in biota from vicinity of Ontario Hydro nuclear generating stations, fourth annual meeting of the Canadian Radiation Protection Association, 12p.



- OESCHGER, H., Siegenthaler, U., Schotterer, U., Gugliemann, A., 1975, A box diffusion model to study the carbon dioxide exchange in nature, *Tellus*, vol.27, no.2, pp.168-192.
- OTLET, R.L., 1976, An assesment of laboratory errors in liquid scintillation methods of  $^{14}\text{C}$  dating, *Radiocarbon methodology*, Atomic energy of Canada ltd, pp.256-267.
- OTLET, R.L., Walker, A.J., Langley, H., 1982, The use of  $^{14}\text{C}$  in natural materials to establish the average gaseous dispersion patterns of release from nuclear installation, 12p.
- PETERSON, J.L., Wagner, F., Sieger, S., Nixon, W., 1969, A system for convenient combustion preparation of tritiated biological samples for scintillation analysis, *Analytical Biochemistry*, no.31, pp.189-203.
- PILAR, G., 1982, Studies of carbon-14 concentrations in terrestrial biota around the pickering and BNPD sites, Safety services departement, Ontario Hydro, 16 p.
- RAFTER, T.A., Fergusson, G.J., 1955, Atmospheric radiocarbon as a tracer in geophysical circulation problems, department of Scientific and Industrial Research, New Zealand, pp.526-532.
- SAMAN, S.D., Krishnamoorthy, T.M., 1974, Tritiation of organic compounds using tritiated water, *Current Science*, vol.20, pp.653-654.
- SEPALL, O., Mason, S.G., 1961, Hydrogen exchange between cellulose and water 1. Maesurement of accessibility, *Canadian Journal of Chemistry*, vol.39, pp.1934-1944.
- SEPALL, O., Mason, S.G., 1961, Hydrogen exchange between cellulose and water II. Interconversion of accessible and inaccessible regions, *Canadian Journal of Chemistry*, vol.39, pp.1944-1955
- SKIPPER, H.E., 1952, The hazard involved in the use of carbon-14, *Nucleonics*, pp.40-44.
- SWEET, C.W., Murphy, C.E., 1984, Tritium deposition in pine trees and soil from atmospheric releases of molecular tritium, *Environment Science and Technology*, vol.18, pp.358-361.
- TAMERS, M.A., 1975, Chemical yield optimization of the benzene synthesis for radiocarbon dating, *International Journal of Applied Radiation and Isotopes*, Pergamon press, vol.26, pp.676-682.
- UNSCEAR, 1977, Sources and effects of ionizing radiation , United Nations Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation, report of the general assembly, 23p.
- VAADIA, Y., Waisel, Y., 1963, Water absorbtion by the aerial organs of plants, *Physiologia plantarum*, vol. 16, pp.44-51.
- VELURI, V.R., Boone, F.W., Palurs, J.M., 1976, The environmental impact of  $^{14}\text{C}$  released by a nuclear fuel reprocessing plant, *Nuclear Safety*, vol.17, no.5, pp.580-590.

- WHITE, G.C., Adams, L.W., Bookhout, A., 1978, Simulating model of tritium kinetics in a freshwater marsh, Health Physics, pergamon press, vol.34, pp.45-54.
- WOODS, F.W., O'Neal, D., 1965, Tritiated water as a tool for ecological field studies, Science, vol.147, no.3653, pp.147-149.
- Young, S.E., Dadd, J.D., Ibert, E.R., 1970, tritium collection and extraction techniques for plant-water relationship studies, Ecology, vol.51, no.3, pp.535-537.
- , 1978, Rapport météorologique préliminaire de la région de Gentilly, Radioprotection, direction santé, Hydro-Québec, 5 p.

## Annexe 1

Stations	Orientation et distance (kms)	Compt.A 100 min. (cpm)	Compt.B 100 min. (cpm)	Echant. étalonné (cpm)	Efficacité A (%)	Efficacité B (%)	Poids de CO <sub>2</sub> ds le flacon (g)
Pickering							
1	NO .5	451.50	450.10	550.00	80.08	81.22	1.73
2	N .5	204.00	203.50	300.30	78.29	78.70	1.28
3	NNO .5	501.70	500.40	604.70	83.74	84.80	2.56
4	ONO .5	196.00	195.30	291.80	77.89	78.46	1.64
5	ENE .5	103.90	102.50	199.90	78.05	79.19	2.03
6	NE .5	196.00	195.30	291.80	77.89	78.46	2.59
7	NNE .5	184.00	188.20	288.20	84.72	81.30	2.29
8	ENE 1.0	32.50	32.60	124.70	74.96	74.88	.95
9	N 1.0	226.00	226.50	327.30	82.36	81.95	2.74
10	ONO 1.0	60.20	60.80	162.30	83.01	82.52	2.33
11	NE 1.0	54.60	54.90	150.10	77.64	77.40	1.98
12	NNO 1.0	83.70	80.10	164.50	65.69	68.62	1.59
13	NO 1.0	86.50	83.50	186.60	81.38	83.82	2.69
14	NNE 1.0	173.70	175.40	270.50	78.70	77.32	2.34
15	N 2.5	35.80	36.40	119.90	68.37	67.89	1.35
16	ENE 2.5	39.50	39.90	140.30	81.95	81.63	2.60
17	NE 2.5	90.20	88.90	192.00	82.76	83.82	2.61
18	NNE 2.5	80.80	81.30	182.00	82.28	81.87	2.28
19	ONO 2.6	32.50	32.60	124.70	74.96	74.88	1.64
20	NO 2.5	35.40	36.80	131.00	77.72	76.59	1.88
21	NNO 2.5	51.40	50.40	153.20	82.76	83.58	2.78
22	O 3.0	40.10	39.40	132.00	74.72	75.28	2.16
23	NE 5.0	-	-	-	-	-	-
24	NNO 5.0	41.50	41.40	141.20	81.06	81.14	2.37
25	NNE 5.0	68.10	69.00	171.70	84.23	83.50	2.27
26	N 5.0	46.10	46.90	141.60	77.64	76.99	2.25
27	NE 7.5	37.50	37.80	136.10	80.16	79.92	2.72
28	N 7.5	40.30	40.50	138.50	79.84	79.67	2.47
29	NNE 7.5	29.90	30.70	122.30	75.55	74.47	.78
30	NNE 10.0	36.10	34.40	127.50	74.31	75.69	1.66

Stations	Orientation et distance (kms)	Comptage 100 min. (cpm)	Comptage 100 min. (cpm)	Echant. étalonné (cpm)	Efficacité (%)	Efficacité (%)	Poids de CO <sub>2</sub> ds le flacon (g)	Conc. de C-14 (PCi/g)
----------	-------------------------------------	-------------------------------	-------------------------------	------------------------------	-------------------	-------------------	---	-----------------------------

## Pte-Lepreau

2	ONO .5	34.80	34.40	118.90	68.37	68.70	2.53	8.15
3	NO .5	35.00	35.20	138.90	84.47	84.31	2.82	6.29
6	NNE .5	35.00	34.80	136.60	82.60	82.76	2.70	6.56
8	SO .5	34.80	35.40	136.50	82.68	82.20	2.74	6.63
14	ONO 1.0	34.70	35.20	129.60	77.15	76.75	2.06	9.28

## Gentilly

1	NNE .3	40.00	40.20	128.40	71.87	71.71	1.55	20.87
2	NE .3	44.30	43.50	144.10	81.14	81.79	2.40	15.09
4	SSE .5	33.70	34.00	127.20	76.02	75.77	2.14	7.94
6	SO .5	35.80	37.50	136.60	81.95	80.57	2.41	8.96
8	ONO .5	28.70	29.00	119.10	73.50	73.25	1.03	6.14
10	NE .6	32.90	33.10	126.20	75.85	75.69	2.09	7.25
11	ESE .6	35.00	35.10	136.80	82.76	82.68	2.35	7.66
13	ENE 1.0	35.80	36.00	134.80	80.49	80.33	2.87	7.06
14	E 1.0	34.90	35.10	136.80	82.85	82.68	2.19	8.16
16	SE 1.0	30.80	31.00	126.40	77.72	77.56	1.17	8.84
18	S 1.0	35.00	34.50	134.10	80.57	80.98	2.23	7.99
19	SSO 1.0	30.80	31.00	118.90	71.63	71.46	1.45	6.79
21	OSO 1.0	36.10	37.00	139.10	83.74	83.01	1.90	10.96
22	O 1.0	35.50	36.00	139.40	84.47	84.07	3.08	6.18
25	E 2.5	33.00	32.90	128.60	77.72	77.80	2.02	7.27
27	SSE 2.5	27.80	28.00	116.90	72.44	72.28	1.32	6.67
30	ONO 3.5	34.20	35.00	139.10	85.28	84.63	2.66	6.25

Annexe 1; Liste des mesures prises pour déterminer le poids de carbone dans les flacons de comptage.

Stations	Poids sec de l'échan. (g)	Poids du carbosorb (g)	Poids du CO2 absorbé (g)	Poids du permafluor (g)	Poids de la sol. ds le flacon (g)	Poids du CO2 ds le flacon (g)
Pickering						
1	13.0	12.7	2.2	11.4	20.7	1.73
2	12.4	12.8	1.7	11.5	19.6	1.28
3	12.0	12.1	3.2	11.1	21.1	2.56
4	11.0	12.6	2.0	11.0	21.0	1.64
5	12.0	11.8	2.5	11.2	20.7	2.03
6	11.0	12.4	3.5	11.8	20.5	2.59
7	12.8	12.3	2.9	11.5	21.1	2.29
8	12.6	12.5	1.1	10.1	20.4	0.95
9	13.1	12.0	3.5	11.7	21.3	2.74
10	13.0	11.8	3.0	11.6	20.5	2.33
11	11.1	12.1	2.5	11.3	20.5	1.98
12	10.0	11.5	2.0	12.1	20.3	1.59
13	11.9	12.5	3.3	11.1	21.9	2.69
14	10.0	12.3	2.9	11.0	21.1	2.34
15	13.5	12.5	1.6	11.2	21.3	1.35
16	12.0	12.2	3.4	11.5	20.7	2.60
17	13.0	11.9	3.2	11.4	21.6	2.61
18	14.4	12.5	2.9	11.3	21.0	2.28
19	12.7	12.4	2.1	11.7	20.4	1.64
20	13.2	11.5	2.3	11.3	20.5	1.88
21	13.2	11.6	3.8	12.3	20.3	2.78
22	12.0	12.5	2.7	11.0	21.0	2.16
23	—	—	—	—	—	—
24	12.3	12.6	2.9	11.7	22.2	2.37
25	6.8	11.8	2.8	10.7	20.5	2.27
26	11.9	12.7	2.7	11.1	22.1	2.25
27	7.0	12.3	3.4	11.2	21.5	2.72
28	13.5	12.6	3.2	10.9	20.6	2.47
29	12.7	12.0	1.0	12.7	20.0	0.78
30	10.4	12.2	2.1	11.7	20.6	1.66

## Annexe 1 (suite)

Stations	Poids sec de l'échan. (g)	Poids du carbosorb (g)	Poids du CO <sub>2</sub> absorbé (g)	Poids du permafluor (g)	Poids de la sol. ds le flacon (g)	Poids du CO <sub>2</sub> ds le flacon (g)
Pte-Lepreau						
2	12.3	11.9	3.1	11.1	21.3	2.53
3	12.5	12.4	3.7	11.2	20.8	2.82
6	12.5	12.1	3.5	11.2	20.7	2.70
8	13.1	12.0	3.3	11.0	21.8	2.74
14	10.0	12.2	2.5	11.4	21.5	2.06

## Gentilly

1	11.7	12.5	1.8	11.0	21.8	1.55
2	13.0	12.3	3.0	11.3	21.3	2.40
4	12.1	12.4	2.6	10.4	20.9	2.14
6	12.9	11.8	2.9	11.4	21.7	2.41
8	12.0	12.1	1.3	11.4	19.7	1.03
10	12.1	12.2	2.6	10.6	20.4	2.09
11	13.7	12.5	3.1	11.3	20.4	2.35
13	13.4	12.1	3.6	10.8	21.1	2.87
14	13.8	11.5	2.6	11.2	21.3	2.19
16	16.1	12.5	1.4	11.2	20.9	1.17
18	14.6	11.8	2.7	11.3	21.3	2.23
19	13.6	11.8	1.7	11.4	21.3	1.45
21	16.7	12.0	2.3	11.7	21.5	1.90
22	12.3	12.1	3.9	11.0	21.3	3.08
25	12.0	12.3	2.6	11.3	20.4	2.02
27	12.0	12.6	1.6	10.0	20.0	1.32

$$\text{Poids du CO}_2 \text{ ds le flacon} = \text{Poids de CO}_2 \text{ absorbé} * \text{Poids de la sol. ds le flacon} / (\text{Poids du Carbosorb} + \text{Poids du CO}_2 \text{ absorbé} + \text{Poids du permafluor})$$

$$\text{Poids de C ds le flacon} = \text{Poids du CO}_2 \text{ absorbé} * 44/12$$

Annexe 2; Composition granulométrique des stations d'échantillonnage à  
Pickering.

Stations	Orientation et distance (kms.)	Humidité (%)	Part. > 2mm. (%)	Sable (%)	Limon (%)	Argile (%)
1	NO .5	17.60	4.61	23.04	34.16	42.00
2	N .5	17.34	3.69	25.20	31.08	43.64
3	NNO .5	16.50	3.56	20.56	35.44	36.00
4	ONO .5	12.97	15.56	25.04	42.00	32.16
5	ENE .5	13.92	23.40	40.56	20.16	31.20
6	NE .5	7.82	25.68	51.12	30.88	18.00
7	NNE .5	17.15	9.22	32.92	34.08	33.00
8	ENE 1.0	25.60	.54	13.28	37.44	49.28
9	N 1.0	16.77	5.63	23.40	39.16	36.36
10	ONO 1.0	16.26	8.7	33.84	32.16	34.00
11	NE 1.0	17.40	15.98	19.84	36.16	44.00
12	NNO 1.0	6.87	18.40	24.56	31.44	44.00
13	NO 1.0	16.51	5.75	27.28	41.72	31.00
14	NNE 1.0	16.72	2.60	20.56	35.80	43.64
15	N 2.5	11.24	37.62	32.56	37.44	30.00
16	ENE 2.5	21.66	3.23	15.28	45.44	39.28
17	NE 2.5	16.66	29.79	34.56	40.44	25.00
18	NNE 2.5	34.16	.08	6.56	53.44	40.00
19	ONO 2.6	26.05	2.30	26.56	39.44	34.00
20	NO 2.5	9.61	23.51	38.56	31.44	30.00
21	NNO 2.5	19.38	1.40	13.84	52.16	34.00
22	O 3.0	23.09	.22	22.56	41.80	35.64
23	NE 5.0	11.92	9.72	48.56	26.80	24.64
24	NNO 5.0	24.27	.61	9.28	49.08	41.64
25	NNE 5.0	1.70	1.90	86.00	8.72	5.28
26	N 5.0	9.37	15.34	24.56	59.44	16.00
27	NE 7.5	21.62	.73	24.56	41.44	34.00
28	N 7.5	12.01	4.45	46.56	19.44	34.00
29	NNE 7.5	18.19	2.10	27.84	39.80	32.36
30	NNE 10.0	5.87	18.41	49.28	23.28	27.44

## Annexe 2; Composition granulométrique des stations d'échantillonnage à Pte-Lepreau

Stations	Orientation et distance (kms.)	% Part. > 2mm.	% Humidité	% Sable	% Limon	% Argile
1	O .5	7.75	57.00	72.92	16.08	11.00
2	ONO .5	12.86	38.78	67.28	27.04	5.68
3	NO .5	40.06	7.48	59.64	22.36	18.00
4	NNO .5	17.23	45.26	72.92	13.08	14.00
5	N .5	17.63	23.94	66.32	24.00	9.68
6	NNE .5	27.81	41.73	53.28	32.72	14.00
7	NE .5	16.65	11.60	70.56	23.44	6.00
8	SO .5	31.40	Sol organique			
9	SSO .5	27.98	25.20	46.56	41.44	12.00
10	S .5	57.93	4.63	46.56	23.44	20.00
11	OSO .5		Sol organique			
12	SSO 1.0	15.35	33.46	51.28	44.72	14.00
13	ONO 1.0	34.59	Sol organique			
14	ONO 1.0	42.12	Sol organique			
15	NNO 1.0	16.93	44.00	48.00	36.32	15.68
16	N 1.0	33.39	53.49	42.56	41.44	16.00
17	NNE 1.0	18.13	55.06	54.56	33.44	12.00
18	NE 1.0	12.56	14.40	75.56	16.08	8.36
19	ENE 2.5	8.00	8.16	76.28	18.04	5.68
20	NE 2.5	10.33	31.37	60.92	23.08	16.00
21	NNE 2.5	16.58	16.33	54.92	31.40	13.68
22	N 2.5	24.40	30.66	53.64	36.68	9.68
23	NNO 2.5	50.32	28.83	49.84	39.20	10.36
24	N 5.0	43.64	36.40	62.20	25.80	12.00
25	NE 5.0	58.67	35.18	59.84	27.80	12.36
26	NNO 7.5	13.35	3.15	52.28	38.72	9.00
27	NNE 7.5	84.34	Sol organique			
28	N 10.0	13.51	21.27	61.64	31.08	7.28
29	NNO 10.0	33.68	20.84	74.56	11.44	14.00
30	NO 10.0	7.96	41.57	68.56	23.08	8.36



## Annexe 2; Composition granulométrique des stations d'échantillonnage à Gentilly

Stations	Orientation	% Humidité	% Part. > 2mm.	% Sable	% Limon	% Argile
1	NNE .3	17.82	24.21	39.64	33.36	27.00
2	NE .3	10.42	32.90	50.92	27.08	22.06
3	ENE .3	11.63	40.82	52.92	29.44	17.64
4	SSE .5	32.90	1.00	.05	50.00	49.95
5	OSO .5	17.04		13.64	50.36	36.00
6	SO .5	4.24		94.64	1.72	3.64
7	O .5	54.34	8.60	43.28	10.72	46.00
8	ONO .5	23.11	1.00	13.64	51.36	35.00
9	NO .5	12.13		51.64	34.72	14.64
10	NE .6	6.41	1.79	92.24	3.76	4.00
11	ESE .6	12.44		35.64	34.72	29.64
12	S .6	31.86		1.28	44.72	54.00
13	ENE 1.0	27.29		34.05	38.00	27.95 <sup>T00</sup>
14	E 1.0	28.82	.28	9.28	58.72	32.00
15	ESE 1.0	15.53				
16	SE 1.0	19.02	4.03	53.72	22.28	34.00
17	SSE 1.0					
18	S 1.0	38.20	1.00	5.64	48.36	46.00
19	OSO 1.0	18.78				
20	SO 1.0	55.55				
21	OSO 1.0	31.10	1.00	0	54.00	46.00
22	O 1.0	16.06				
23	ENE 1.2	6.64	38.66	92.62	2.72	3.64
24	SE 2.0	21.31				
25	ESE 2.5					
26	SE 2.5	17.51				
27	SSE 2.5	47.31				
28	SSO 2.5	21.96				
29	OSO 2.5	15.02				
30	ONO 3.5					
31	NO 3.5	12.59				
32	NNO 3.5					
33	N 4.5	18.55				
34	S 4.5	11.95				
35	E 5.0	7.00				
36	SO 5.0	20.41				
37	OSO 5.0	18.59				

## Annexe 2; Mesures météorologiques de la dominance du vent.

Orientation	Nombre de lectures	Vitesse moyenne (km/h)	Transport total (kms)	Dominance (%)
Ouest	525	18.6	9789	8.7
Ouest Nord-Ouest	258	17.1	4417	3.9
Nord-Ouest	199	15.7	3123	2.8
Nord Nord-Ouest	195	11.9	2322	2.100
Nord	261	12.4	5374	4.8
Nord Nord-Est	382	14.1	5374	4.8
Nord-Est	796	16.1	12811	11.4
Est Nord-Est	686	14.4	9886	8.8
Est	546	15.2	8297	7.4